



Identification des risques de perte de biodiversité face aux pressions anthropiques et au changement climatique à l'horizon 2100 : Application de la conservation dynamique au territoire des Alpes-Maritimes

Guillermo Hinojos Mendoza

► To cite this version:

Guillermo Hinojos Mendoza. Identification des risques de perte de biodiversité face aux pressions anthropiques et au changement climatique à l'horizon 2100 : Application de la conservation dynamique au territoire des Alpes-Maritimes. Architecture, aménagement de l'espace. Ecole Nationale Supérieure des Mines de Paris, 2014. Français. NNT : 2014ENMP0026 . tel-01123766v2

HAL Id: tel-01123766

<https://pastel.archives-ouvertes.fr/tel-01123766v2>

Submitted on 14 Feb 2016

HAL is a multi-disciplinary open access archive for the deposit and dissemination of scientific research documents, whether they are published or not. The documents may come from teaching and research institutions in France or abroad, or from public or private research centers.

L'archive ouverte pluridisciplinaire **HAL**, est destinée au dépôt et à la diffusion de documents scientifiques de niveau recherche, publiés ou non, émanant des établissements d'enseignement et de recherche français ou étrangers, des laboratoires publics ou privés.

École doctorale n° 432 : **SMI** *Science et Métiers de l'Ingénieur*

Doctorat ParisTech

T H È S E

pour obtenir le grade de docteur délivré par

l'École nationale supérieure des mines de Paris

Spécialité “ *Science et Génie des Activités à Risques* ”

présentée et soutenue publiquement par

Guillermo HINOJOS MENDOZA

le 29 octobre 2014

Identification des risques de perte de biodiversité face aux pressions anthropiques et au changement climatique à l'horizon 2100 : Application de la conservation dynamique au territoire des Alpes-Maritimes

Directeurs de thèse :

Valérie Sanseverino-Godfrin et Emmanuel Garbolino

Jury

M. Almo FARINA, Professeur, Faculty of Environmental Sciences, The University of Urbino, Italy

M. Jacques BAUDRY, Professeur, INRA SAD-PAYSAGE

M. Pierre CARREGA, Professeur, Université Nice Sophia Antipolis

M. Hervé LE TREUT, Directeur de l'Institut Pierre Simon Laplace (IPSL),

Mme Valérie SANSEVERINO-GODFRIN, Enseignant chercheur, CRC – Mines-Paristech

M. Emmanuel GARBOLINO, Enseignant chercheur, CRC – Mines-Paristech

Rapporteur

Rapporteur

Examineur

Président du jury

Directrice de thèse

Directeur de thèse

**T
H
È
S
E**

MINES ParisTech

Centre de recherche sur les risques et les crises (CRC)

1 rue Claude Daunesse 06904 Sophia Antipolis Cedex

Introduction générale.....3

Chapitre1. La perte de biodiversité : Transformation du paysage et changement climatique comme facteurs causaux

1. Introduction	8
1.1. Définitions	9
1.1.2. Biodiversité?	9
1.1.3. Classification de la biodiversité	12
1.1.4. L'estimation de la biodiversité	13
1.2. La biodiversité : son rôle pour les équilibres écologiques et les sociétés humaines	19
1.3. Intérêt de la conservation de la biodiversité	23
2. Problématique scientifique	24
2. 1. Objectifs de la thèse	29
2.2. Aspects méthodologiques généraux	31
3. Cadre conceptuel	34
3.1. Artificialisation et transformation du paysage	34
3.1.1. Transformation du paysage vs fragmentation de l'habitat	36
3.1.2. Les différents mécanismes et processus de transformation et de fragmentation du paysage	38
3.2. Le changement climatique et ses effets sur la biodiversité	40
3.2.1. Définition du changement climatique	41
3.2.2. Relations entre l'industrialisation et le changement climatique	41
3.2.3. Les impacts du changement climatique sur la biodiversité	42
3.3. Stratégies et moyens pour la conservation de la biodiversité	45
3.3.1. De la protection de la nature à la conservation dynamique de la biodiversité	47
3.3.2. L'efficacité des espaces naturels protégés	48
3.3.3. Les réseaux écologiques de conservation	48
3.3.4. Les réseaux écologiques en France	49
3.3.5. Problématique de l'application de la TVB	50
4. Conclusions du chapitre 1	52

Chapitre 2. Trajectoires évolutives d'utilisation du sol et projection de la transformation future du territoire et du paysage: « Le cas des Alpes-Maritimes »

1. Aire d'étude et données utilisées	57
1.1. Présentation de l'aire d'étude	58
1.2. Données utilisées pour l'évaluation de l'urbanisation et la reconstitution des trajectoires évolutives de la transformation territoriale	61
1.3. Données de référence pour la validation des résultats	63
2. Méthodologie pour l'extraction d'information relative à l'utilisation du sol de 1975 à 2011 à partir d'images satellitaires	64

2.1.	Interprétation des résultats de la classification	67
2.2.	Suivi de l'évolution de l'utilisation du sol entre 1975 et 2011.	69
2.3.	Analyse de la transformation territoriale entre 1975 et 2011	73
3.	Simulation dynamique de la transformation territoriale future	100
3.1.	Choix d'une méthode et d'un modèle de simulation	107
3.2.	Identification des règles de transition spatiale	107
3.3.	Construction des scénarios	111
3.3.1.	Scénarios d'exploration	113
3.3.2.	Etalonnage du modèle de simulation	117
3.3.3.	Construction des scénarios de simulation	122
3.3.4.	Scénario 2025	125
3.3.5.	Scénario 2050	126
3.3.6.	Scénario 2100	128
3.3.7.	Validation du modèle de simulation	129
4.	Conclusions du chapitre 2	134

Chapitre 3. Impacts de la transformation territoriale et du changement climatique sur la biodiversité

1.	Introduction	136
1.1.	Le Hotspot des Alpes-Maritimes	137
2.	Diversité des expressions écosystémiques des Alpes-Maritimes et leur évolution selon les scénarios prospectifs de transformation territoriale.....	145
2.1.	Définition des unités du paysage des Alpes-Maritimes	153
	Unités hiérarchiques du paysage	153
2.2.	Evolution des expressions écosystémiques en fonction de la transformation territoriale.	155
2.3.	Impacts de l'artificialisation du territoire sur la diversité écosystémique des Alpes-Maritimes vers la fin du XXIème siècle.	156
	Conclusions relatives aux impacts de l'artificialisation sur la biodiversité	189
3.	Calibration climatique des unités du paysage selon le climat actuel	191
3.1.	Définition de l'optimum écologique des expressions écosystémiques selon le climat actuel	191
3.2.	Définition de la distribution écologique potentielle des expressions écosystémiques selon le climat futur	198
4.	Impacts du changement climatique sur la biodiversité des Alpes-Maritimes	219
5.	Conclusion des impacts du changement climatique sur la biodiversité des Alpes-Maritimes	269
6.	Conclusions du chapitre 3	270

Chapitre 4. Vers la conservation dynamique de la biodiversité270

1.	Introduction	272
1.1.	Vers la conservation dynamique : de nouveaux outils juridiques et réglementaires ou de nouveaux paradigmes pour la conservation ?	273
1.2.	Démarche et composantes du plan systémique de conservation dynamique	277
	La conservation dynamique du paysage et de la biodiversité	277
1.3.	Les principes de la conservation dynamique adaptative : « Une proposition du processus de conservation capable d'intégrer les changements globaux »	278
1.4.	Le plan systémique de conservation dynamique	280
2.	Le plan systémique de conservation dynamique : application au territoire des Alpes-Maritimes	281
2.1	Orientations de conservation et de régulation écologique en considération du risque de disparition des expressions écosystémiques	281
2.2.	Unités de conservation dynamique adaptative (UCDA) pour les priorités ayant un risque de disparition	286
2.3.	Priorités de conservation au regard du risque de perte de variété et de variabilité écosystémique	290
2.4.	Unités de conservation dynamique adaptative (UCDA) pour les priorités ayant un risque d'érosion de la variété écosystémique	292
2.5.	Unités de conservation dynamique adaptative (UCDA) pour les priorités ayant un risque d'érosion de la variabilité écosystémique	298
3.	Intégration de ces résultats dans les outils juridiques et réglementaires de conservation	301
4.	Conclusions du chapitre 4	302
	Conclusion générale et perspectives de recherches.....	303
	Références bibliographiques.....	305

Identification des risques de perte de biodiversité face aux pressions anthropiques et au changement climatique à l'horizon 2100 : Application de la conservation dynamique au territoire des Alpes-Maritimes

Guillermo Hinojos Mendoza

A Sophie et à Emilia Ximena...

Remerciements

En premier lieu, je tiens à exprimer ma profonde gratitude à L'école des mines de Paris de m'avoir donné l'opportunité de me former au sein de sa structure académique. J'adresse ma profonde gratitude à Franck Guarnieri pour m'avoir permis de faire cette thèse au sein du Centre de recherche sur les risques et les crises (CRC).

Je remercie sincèrement le Professeur Almo Farina, le Professeur Hervé Le Treut, le Professeur Jacques Baudry et le Professeur Pierre Carrega, d'avoir accepté de faire partie du jury de cette thèse et d'avoir pris le temps de lire et d'évaluer ce travail.

Je remercie le projet CASSANDRE financé par le Conseil général des Alpes-Maritimes d'avoir financé ce travail. Je remercie également les collègues du projet, le Professeur Pierre Carrega et le Docteur Nicolas Martin pour leurs contributions au projet qui ont fourni des données de départ et des éléments fondamentaux de réflexion pour mon travail de recherche.

Mes très sincères remerciements et toute ma gratitude s'adressent à Valérie Sanseverino-Godfrin et Emmanuel Garbolino pour m'avoir accepté comme doctorant et pour avoir mis tous leurs efforts, leur patience et tous les moyens nécessaires pour me faire entrer dans le monde de la recherche. Je tiens à leur dire que je leur en serai toujours reconnaissant.

Je tiens à exprimer ma vive reconnaissance à ma femme Sophie Ox pour toute son aide car sans elle, ce travail n'aurait pas pu être réalisé. Je la remercie aussi par son soutien et sa patience pendant l'exhaustif travail des trois années de thèse.

Ma grande gratitude à Kosta et Dominique Ox, qui, depuis mon arrivée en France, ont été un soutien inconditionnel durant tout ce parcours et m'ont sincèrement accueilli dans leur famille. A Katia, Sylvain et Charles, toute ma gratitude pour leur soutien et leur patience.

Merci également à mes parents Guillermo et Martina et mes frères Edgar et Marco pour être inconditionnellement présents dans les moments difficiles et pour tous leurs enseignements de vie qui font partie de ce qui je suis.

Aux amis qui m'ont soutenu dans les moments difficiles, ainsi qu'à toute personne m'ayant soutenu et encouragé durant ce parcours, un grand merci.

*“Cuando la sangre de tus venas retorne al mar,
y el polvo en tus huesos vuelva al suelo,
quizás recuerdes que ésta Tierra no te pertenece a ti,
sino que tú perteneces a ésta Tierra.”*
Frase de nativos americanos

Introduction générale.....	6
Chapitre1. La perte de biodiversité : Transformation du paysage et changement climatique comme facteurs causaux	10
1. Introduction	10
1.1. Définitions	11
1.1.2. Biodiversité?.....	11
1.1.3. Classification de la biodiversité	14
1.1.4. L'estimation de la biodiversité.....	15
1.2. La biodiversité : son rôle pour les équilibres écologiques et les sociétés humaines	21
1.3. Intérêt de la conservation de la biodiversité.....	25
2. Problématique scientifique	26
2. 1. Objectifs de la thèse	31
2.2. Aspects méthodologiques généraux	33
3. Cadre conceptuel.....	36
3.1. Artificialisation et transformation du paysage	36
3.1.1. Transformation du paysage vs fragmentation de l'habitat	38
3.1.2. Les différents mécanismes et processus de transformation et de fragmentation du paysage.....	40
3.2. Le changement climatique et ses effets sur la biodiversité	42
3.2.1. Définition du changement climatique	43
3.2.2. Relations entre l'industrialisation et le changement climatique.....	43
3.2.3. Les impacts du changement climatique sur la biodiversité.....	44
3.3. Stratégies et moyens pour la conservation de la biodiversité.....	47
3.3.1. De la protection de la nature à la conservation dynamique de la biodiversité	49
3.3.2. L'efficacité des espaces naturels protégés.....	50
3.3.3. Les réseaux écologiques de conservation.....	50
3.3.4. Les réseaux écologiques en France	51
3.3.5. Problématique de l'application de la TVB	52
4. Conclusions du chapitre 1.....	54

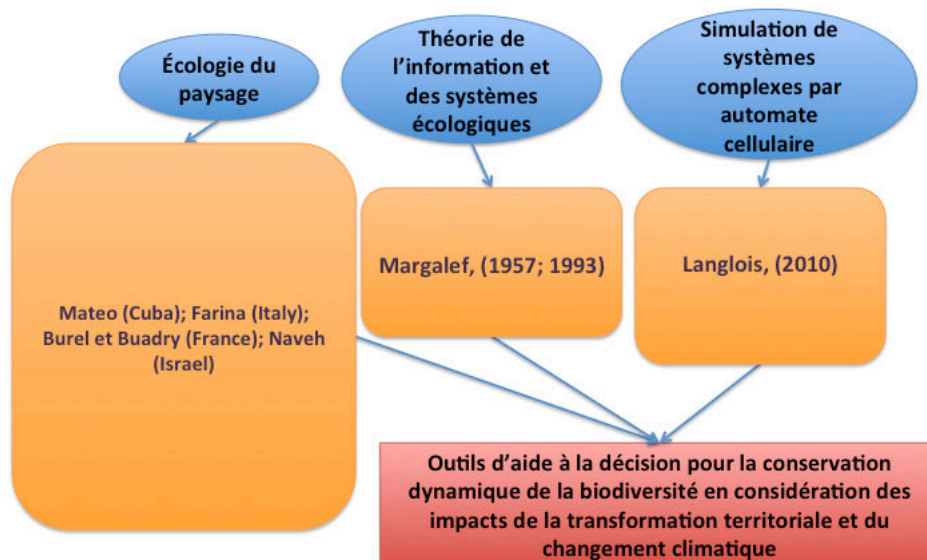
Introduction générale

Introduction générale

La biodiversité dans toutes ses formes est considérée comme un capital naturel qui assure le maintien et le bien-être des sociétés humaines et ses différents systèmes d'organisation sociale. La conservation de la biodiversité est par conséquent d'intérêt général étant donné qu'une éventuelle perte de la biodiversité aura comme conséquence la diminution de la capacité des écosystèmes à réaliser leurs fonctions écologiques, qui, à l'heure actuelle, sont considérés comme des services écosystémiques fournis à la société. La conservation de la biodiversité prend donc de l'ampleur d'un point de vue social, politique et économique ; elle devient un thème d'intérêt mondial et devient donc aussi une préoccupation dépassant les frontières et les distinctions politiques et sociales actuelles. Malgré la préoccupation pour conserver la biodiversité, jusqu'à aujourd'hui les concepts de « valeur » de la biodiversité sont encore flous (selon notre vision), en raison du fait que le principe de valeur d'usage est considéré comme la principale motivation pour la conservation, et les principes éthiques et la morale politique ne sont pas encore considérés comme des motivations légitimes pour la conservation. La biodiversité est actuellement menacée à la fois par l'aménagement du territoire et par le changement climatique (voir chapitre 1) et ce, avec une telle ampleur que la communauté scientifique a introduit le concept de 6^{ème} extinction (*Kolbert*, 2014; *Leakey et al.*, 1995 ; *Barnosky et al.*, 2011; *Wit et al.*, 2003) afin de qualifier cette perte et les risques qui l'accompagnent.

A travers ce travail on cherche à identifier les risques liés à une éventuelle perte de biodiversité générée par le mécanisme du changement climatique, par la croissance urbaine et par les impacts synergiques de ces deux facteurs. Il existe un intérêt scientifique et technique dans l'identification des limites et de la capacité des systèmes écologiques à tolérer les perturbations à l'origine des processus de dynamique de la biodiversité à une échelle temporelle suffisamment grande (2100). La zone d'application de ce travail correspond au département des Alpes-Maritimes.

L'objet de cette thèse est de proposer et de mettre en œuvre des modèles, afin de planifier la conservation de la biodiversité selon les facteurs d'impact tels que la transformation du paysage et le changement climatique à l'aide de différentes disciplines scientifiques comme le montre le schéma suivant.



Graphique 0.1 : Cadre théorique général : Conservation dynamique de la biodiversité

Nous nous intéressons en particulier aux outils proposés par l'écologie du paysage à partir de différentes approches. Ont été notamment pris en compte les travaux de Mateo, (2002), comme base de définition des unités du paysage et des processus de génétique du paysage, les notions proposés par Farina, (2011), concernant *l'hétérogénéité des paysages, l'eco-field et les processus émergents du paysage*, la notion de *structure et fonction du paysage* et de *système socio-écologique* de Burel et Baudry, (2002), les notions de « *Total Human Ecosystem* » et d'*équilibre dynamique du paysage et des écosystèmes* de Naveh et Liberman (2001), et enfin la notion de biodiversité, information écologique, biocybernétique, organisation et dynamique des systèmes écologiques de Margalef (1957 ; 1968 ;1975 ;1993). D'autres disciplines ont également été abordées pour aider à construire des modèles de simulation. Nous nous sommes intéressés aux outils et aux méthodes proposés par l'intelligence artificielle et notamment aux automates cellulaires. Les approches proposées dans les travaux de Langlois, (2010), concernant les processus et fondements de la simulation des systèmes complexes, ont fournis des éléments de réflexion d'une grande partie de ce travail de recherche. Tous ces éléments scientifiques sont abordés, avec d'autres approches philosophiques et théoriques, de façon spécifique et mis en évidence dans la rédaction de ce travail. Ils ont permis de réunir les lignes de réflexion pour la proposition de gestion et conservation dynamique de la biodiversité qui est l'objet de la dernière partie de ce travail de thèse.

Il est considéré dans ce travail que la biodiversité doit être comprise comme une propriété de différenciation des systèmes écologiques et que la conservation de cette propriété doit faire l'objet de politiques publiques de conservation et de gouvernance territoriale.

Cette thèse est composée de quatre chapitres. Dans le premier chapitre, nous définissons les termes du sujet et nous exposons la problématique, les objectifs de recherche et le cadre conceptuel et théorique permettant le développement de ce travail. Le deuxième chapitre est consacré à la présentation de l'aire d'étude et au développement méthodologique pour l'évaluation du changement d'utilisation du sol et la transformation territoriale. Le troisième chapitre est dédié à l'étude des impacts de l'artificialisation du paysage et du changement climatique sur la biodiversité dans un contexte dynamique et prospectif. Le quatrième chapitre présente les différents éléments pour la planification de la conservation dynamique de la biodiversité et un plan systémique de conservation de la biodiversité et des éléments écologiques plus sensibles et prioritaires. La dernière partie présente les conclusions et les perspectives futures du travail comme résultat de ce processus de réflexion et de développement méthodologique.

Chapitre 1. La perte de biodiversité : « Transformation du paysage et changement climatique comme facteurs causaux »

Chapitre1. La perte de biodiversité : Transformation du paysage et changement climatique comme facteurs causaux

1. Introduction

La diversité biologique est actuellement extrêmement menacée par les diverses activités humaines (Primack *et al.*, 2012 ; Wilson, 1989 ; Teyssède *et al.*, 2010) mais aussi par les conséquences du changement climatique sur les différents écosystèmes et niveaux d'organisation écologique (MEA, 2005 ; IPCC, 2014a). En effet, dans son dernier rapport en 2014, le GIEC (ou IPCC en anglais) mentionne bien les impacts sur les territoires et la biodiversité en relation avec le changement climatique et l'interaction avec d'autres facteurs affectant la résilience des territoires : « *The literature assessed in this report shows that climate change is just one of the many stressors that influence resilience. Climate-related risks interact with other biophysical stressors (such as biodiversity loss, soil erosion, and water contamination) and with social stressors (such as inequalities, poverty, gender discrimination, and lack of institutions). Rapid advances in knowledge about climate change and its risks along with experience and other factors provide policy relevant information for decision-making that can lead to climate-resilient development pathways. The decisions that societies make within this opportunity space can increase resilience and lower risks. Such decisions and choices are core elements of an iterative risk management process.* » (IPCC, 2014b).

Un des enjeux majeurs pour l'écologie est non seulement d'éviter la disparition des différentes expressions de la vie et des écosystèmes mais aussi d'éviter son érosion. Néanmoins, pour proposer des mécanismes et des éléments nécessaires pour la conception d'une politique efficace de conservation et de réduction de la perte ou érosion de la biodiversité, il est nécessaire de franchir les grands manques subsistants dans nos connaissances sur la dynamique naturelle des écosystèmes résultant de la biodiversité. De plus, enrichir la connaissance concernant les impacts des activités humaines sur les processus écologiques dans les écosystèmes est à l'heure actuelle une tâche indispensable pour aider les décideurs à préserver non seulement la biodiversité mais également les services que les écosystèmes nous fournissent.

L'objet de ce chapitre est de définir les principaux éléments conceptuels et théoriques de la problématique scientifique ainsi que les objectifs de la thèse. Nous définirons comment la transformation du paysage et le changement climatique influencent les processus écologiques des écosystèmes et la biodiversité et comment ces influences peuvent être considérées comme facteurs de risque pour notre société.

Afin d'introduire la problématique de la thèse dans son contexte théorique et épistémologique, nous définirons ci-après les termes centraux de ce travail de recherche, à savoir la biodiversité, la perte de biodiversité, et la conservation de la biodiversité. D'autres définitions importantes mais qui ne sont pas centrales dans la globalité de la thèse seront définies par ordre d'apparition dans le document.

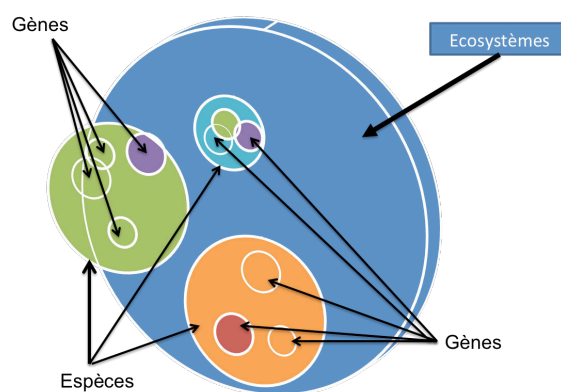
1.1. Définitions

1.1.2. Biodiversité

Le Terme de «**biodiversité**» est une contraction de l'expression «Biological diversity ». Il fût proposé en 1985 par W. Rosen puis repris en 1988 par E. Wilson *et al.*, dans l'ouvrage « Biodiversity » (Wilson & Peter, 1988).

Selon l'article 2 de la convention sur la biodiversité (CDB) du 22 mai 1992 de Rio de Janeiro, *La biodiversité* est définie comme « la variabilité des organismes vivants de toute origine, compris dans les écosystèmes terrestres, marins, et autres écosystèmes aquatiques et les complexes écologiques dont ils font partie: cela comprend la diversité au sein des espèces et entre espèces ainsi que celle des écosystèmes ».

« Un écosystème est un complexe dynamique formé de communautés de plantes, d'animaux et de micro-organismes et de leur environnement non vivant qui, par leur interaction, forment une unité fonctionnelle » (définition de la Convention sur la diversité biologique, 1992).



Graphique 1 : Niveaux fonctionnels de la biodiversité

- La diversité génétique (ou diversité intra-spécifique) s'évalue à l'échelle d'un individu, d'une population ou d'un ensemble de populations pour une espèce donnée.

- La diversité spécifique (ou diversité interspécifique, taxonomique) correspond à la diversité des différentes espèces animales, végétales et microbiennes.
- La diversité écosystémique correspond à la diversité des écosystèmes présents sur la planète, des interactions des populations naturelles et leurs environnements physiques. Elle prend en compte à la fois des composantes biotiques (animales et végétales) et abiotiques (type de sol, topographie, climat, qualité des eaux, etc).

Même s'il est possible de trouver de nombreuses définitions relatives au terme de biodiversité, telle que celle qui est donnée ci-dessus, il est pertinent d'ajouter que le terme biodiversité est devenu un mot ou une notion d'usage commun tant en littérature scientifique que dans toutes sortes de documents. Le problème est que bien qu'il existe une préoccupation croissante de la conservation de la biodiversité, le concept perd de son sens et rend le terme ambigu (cela sera abordé par les exemples donnés postérieurement). Parler de biodiversité signifie faire référence à un concept extrêmement complexe et difficile à définir. Pour commencer il est nécessaire de souligner qu'il existe une grande différence (d'ailleurs pas toujours observée) entre les ressources biologiques et la biodiversité. Selon Pearce *et al.*, (2002), « une ressource biologique est un exemple donné d'un gène, d'une espèce ou d'un écosystème ».

“Le mot biodiversité est connu de nos jours comme un mot usuel, facile à utiliser, plein de sens pour tout un chacun, quel que soit son âge ou sa culture, un mot simple, qui permet de parler de manière non équivoque de l'ensemble de la «diversité biologique». On l'utilise a priori sans problèmes” (Le Guyader, 2008).

Tel que le soutient Le Guyader (2008), le terme est devenu un mot d'usage commun ; cependant nous nous demandons si tous ceux qui utilisent ce terme parlent de la même chose. Dans la littérature le terme est accepté, défini de différentes façons et il existe également une certaine ambiguïté dans la définition de ce terme qui ne permet pas de répondre clairement à la question : Qu'est-ce que la biodiversité ? Nous pensons qu'il y a une confusion dans l'utilisation de ce terme étant donné que ce mot s'utilise de façon indiscriminée afin de définir ce qu'est une ressource naturelle, un service écosystémique, la richesse et l'abondance des espèces mais aussi dans certains cas pour faire référence à la nature.

Pour introduire la discussion relative aux concepts liés à la notion de biodiversité et pour essayer de clarifier le concept, il faudrait souligner que, comme l'a expliqué Roszenweig (1995), « le concept de diversité se compose de deux prémisses primaires et de deux jugements de valeur inévitables. Les prémisses consistent en des propriétés statistiques communes à tout mélange d'objets, peu importe le type d'objet et ses caractéristiques (collections d'objets, segments d'ADN, espèces ou types du sol ou d'habitat, etc.). Chaque ensemble d'objets possède deux propriétés fondamentales : (i) le nombre des différents types d'objet qui se trouvent mélangés dans l'échantillon et (ii) le numéro ou l'abondance relatif de chaque objet. Les jugements de valeur sont : (i) si les classes sélectionnées sont suffisamment différentes pour être considérées comme des types distincts, et (ii) si les objets appartenant à une classe déterminée sont suffisamment similaires pour considérer qu'ils appartiennent au même type. Tous ces éléments soutiennent la quantification de la diversité biologique. » Dans cette logique, selon Ibáñez *et al.*,

(2003), il est nécessaire de mentionner que la diversité est considérée comme un attribut des écosystèmes et de leurs processus.

Après avoir introduit les éléments qui composent le concept de biodiversité, sont présentées ci-dessous les définitions du concept que nous considérons comme les plus pertinentes et avec lesquelles nous coïncidons.

« La biodiversité est le produit de la complexité écologico-fonctionnelle, régie par deux mécanismes principalement : itération et interaction. Le premier fait référence à la répétition de règles simples qui peu à peu construisent des éléments de plus en plus complexes dans un système de tout type et d'ordre. L'interaction en revanche est l'échange d'informations entre éléments autonomes (Margalef, 1993). »

La complexité universellement acceptée comme un paradigme dans les sciences de l'écologie fait référence à l'état d'ordre/désordre d'un système, à la connectivité entre les parties et au comportement non linéaire des systèmes loin de l'équilibre et sensibles aux changements produits par les perturbations.

La complexité mentionnée ci-dessus est l'élément générateur de diversité selon la définition de Margalef, et c'est pour cela que plus il y a d'éléments en interaction et itération dans un système naturel comme les écosystèmes, écotopes (*milieu physique dans le quel il se trouvent des conditions homogènes pour le développement d'une communauté biologique*) ; etc., plus élevé sera le niveau de diversité de fonctions, relations, informations et types de vie.

Selon Magurran (1988), la diversité peut sembler être un concept clair et sans ambiguïtés pouvant être classifié rapidement et sans complications. Cependant, pour l'auteur « la diversité est comme une illusion d'optique ». Plus on analyse la biodiversité, plus il est difficile de la définir clairement et son analyse peut conduire à différentes perceptions de ce qu'elle implique. Dans sa publication Hurlbert (1971) se réfère à la diversité d'espèces comme un non-concept donné à la grande ambiguïté et à la complexité de sa définition claire.

Parmi quelques définitions de biodiversité trouvées dans la littérature, une des définitions standards est la suivante : « La biodiversité est la somme totale de plantes, d'animaux, de champignons et microorganismes sur la terre, toutes les variations génétiques et phénotypiques dans toutes les communautés et dans tous les écosystèmes » (Symposium on Life and the Universe, held at the National Academy of Sciences, Washington, DC, 30 April, 1986).

Nous pensons que parmi les définitions les plus complètes, figure par exemple celle de Nique, M. (2010), qui définit la biodiversité comme « *La propriété des distinctes entités et systèmes vivants d'être variés* ». Ainsi chaque classe d'entités (gène, cellule, individu, population, communauté ou écosystème) a plus d'une manifestation et comprend les différentes formes et variétés dans lesquelles se manifeste la vie sur la planète terre, c'est-à-dire depuis des organismes vivants jusqu'aux écosystèmes et comprend la diversité dans chaque espèce (diversité génétique), entre les espèces (diversité des espèces) et des écosystèmes (diversité écologique).

Une autre définition est celle proposée par Mergalef (2003) qui signale que la biodiversité est une mesure « *synoptique* » du mode que suit la distribution des espèces dans un écosystème ; mais la valeur de la diversité dépend de l'extension de l'échantillon et de l'endroit dans lequel l'échantillon a été relevé. La diversité dans un espace étendu (grandes surfaces) est différente de la diversité définissable dans des secteurs spécifiques ou de plus petites sections du même espace.

Núñez *et al.*, 2003 propose une autre définition et considère que « la biodiversité est un concept fondamental, complexe et général, qui comprend tout le spectre d'organisation biologique, des gènes jusqu'aux communautés et ses composants structuraux, fonctionnels et de composition, ainsi que les échelles d'espace et de temps ».

Solbrig, 1994 propose la définition suivante : « *La biodiversité est la propriété des systèmes vivants d'être distincts, c'est-à-dire différents entre eux ; ce n'est pas une entité mais une propriété* ».

En accord avec les auteurs cités ci-dessus, ce travail considère la biodiversité comme **une caractéristique ou une propriété des systèmes écologiques** à tous les niveaux d'organisation spatiale, temporelle et fonctionnelle, en considérant en plus **qu'il s'agit non pas d'une entité reconnaissable dans l'espace** mais d'un processus dynamique qui agit comme un différenciateur de la vie et de ses expressions.

De la même manière ce travail considère que la conservation de la biodiversité consiste justement à conserver la propriété des complexes écologiques, des écosystèmes, des paysages, des organismes et de tous les niveaux d'organisation écologique de se différencier les uns des autres et de conserver l'hétérogénéité des conditions mais aussi la diversité d'éléments et des relations qui maintiennent l'équilibre dynamique et chaotique des systèmes naturels. Cet aspect sera abordé de façon spécifique dans la quatrième partie de ce mémoire.

1.1.3. Classification de la biodiversité

Whittaker (1960) a proposé de diviser la biodiversité en trois composants, alfa, beta et gamma pour différencier les niveaux de diversité biologique en fonction de l'échelle d'étude et du niveau hiérarchique des systèmes écologiques.

- **La biodiversité au niveau biogéographique (σ)**

La biodiversité gamma σ se réfère à la diversité d'un espace régional. Dans certains cas elle s'exprime comme le nombre de taxons d'une région ou comme le nombre d'espèces d'un pays.

- **La biodiversité au niveau écologique (β)**

La biodiversité beta β concerne l'hétérogénéité dans un écosystème en raison du changement de la composition d'espèces à travers un gradient physiographique. Elle s'exprime en taux de changement de la composition des espèces ou index de similitude.

- **Dans un habitat (α)**

La biodiversité alfa, α est la biodiversité dans une zone donnée, mesurée par le nombre d'espèces interagissant et présentes dans la zone de taille déterminée.

La biodiversité au niveau de la population

La biodiversité intra-spécifique se réfère à la variabilité génotypique et phénotypique des individus inclus dans une espèce déterminée.

Cette classification permet de mieux comprendre qu'aborder l'évaluation de la biodiversité est un travail laborieux, difficile, presque inatteignable en raison des différentes catégories de biodiversité telles qu'énumérées dans la classification de Whittaker : il est donc important de définir à quel niveau devra être réalisée l'étude de la biodiversité en prenant en compte l'échelle géographique et fonctionnelle en accord avec les objectifs de l'évaluation. Cet aspect sera considéré dans la troisième partie de ce travail relative à l'identification des impacts de la transformation territoriale sur la biodiversité.

1.1.4. L'estimation de la biodiversité

La biodiversité est une propriété des systèmes écologiques qui s'exprime comme une caractéristique de variabilité ou de différenciation entre eux. Par conséquent, en terme général ou du moins de manière simplifiée, elle peut être mesurée dans le but de la rendre plus objective et de la relativiser (Ñique, M. 2010). Dans la littérature il existe un grand nombre d'index d'estimation de la biodiversité. Ces index sont élaborés en fonction de deux critères: la richesse des espèces ou richesse biologique, qui prend en compte uniquement la quantité d'espèces dans un espace géographique déterminé et l'hétérogénéité qui prend en compte la richesse des espèces et l'abondance de chacune d'entre elle.

Selon Margalef (2003), le facteur spatial et de superficie est indispensable afin de déterminer l'index de biodiversité. En effet l'index de biodiversité n'est rien d'autre qu'une représentation du patron de distribution de l'organisation spatiale de l'écosystème et comme il s'agit d'un phénomène fractal sa métrique est logarithmique. Dans cet ordre d'idées il est possible d'affirmer qu'en comparant deux index de biodiversité, le résultat de la plus petite zone (en superficie) apportera toujours une diversité moindre que la plus grande zone.

De plus, la diversité dépend non seulement du nombre d'espèces qui est le plus stable dans l'écosystème mais aussi de l'abondance qui est dynamique. La représentation de la biodiversité est donc aussi dynamique et dépend de l'échelle temporelle et par conséquent dans une région déterminée l'index de biodiversité au printemps sera plus élevé que l'index de biodiversité en automne ou en hiver dû à la croissance de l'abondance relative d'individus de petite taille surtout et dû aussi à l'accroissement de la biomasse.

L'index de biodiversité ou diversité est un descripteur qui prend en compte le nombre d'espèces présentes et leur représentation relative à partir d'une expression logarithmique fractale (ce qui indique que dans les résultats il n'y a pas de chiffres négatifs, et quand il existe une seule espèce le logarithme est égal à 0. En même temps, il indique qu'il s'agit d'une entité géométrique dont la structure est récurrente indépendamment de l'échelle d'analyse et son expression mathématique est décimale), qui permet de capter leurs caractéristiques importantes en un descripteur quantitatif. Reconnaître que les distributions naturelles ont un mode commun et que quelques-unes de leurs caractéristiques peuvent s'exprimer de façon relativement simple a conduit à la prolifération d'une série d'index de diversité. *« Il ne s'agit pas du nombre total d'espèces difficiles « presque impossibles » à connaître mais il s'agit d'exprimer plutôt le mode auquel s'ajustent leurs fréquences »* (Margalef, 1993).

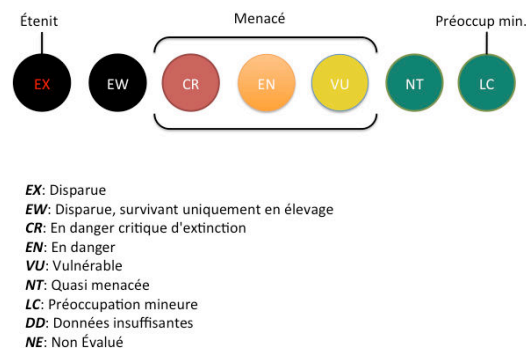
La simple utilisation d'index afin d'aborder l'évaluation de la biodiversité est un exercice qui n'est pas considéré comme le meilleur puisqu'il se fonde sur une approche réductionniste comme dans presque tous les processus de conservation car il s'agit de standardiser ou d'homogénéiser les niveaux d'expression d'un écosystème afin de pouvoir le mesurer sur une même échelle. Cependant la nature est beaucoup plus complexe que cela et pour certains il n'est pas possible de mesurer l'expression d'un écosystème uniquement par le biais de l'application d'une recette pour une approche quantitative (Margalef, 1993).

Dans ce travail l'estimation et la quantification de la biodiversité sont considérées au niveau de l'unité de paysage pour essayer d'élaborer une description du niveau de variabilité et d'hétérogénéité des conditions écologiques. Ces conditions pourraient représenter d'une manière pratique les niveaux de biodiversité potentielle en tenant compte du fait que les expressions de biodiversité sont la conséquence de l'organisation spatiale et temporelle des éléments du paysage, de sorte que l'utilisation des index de biodiversité ne sera pas le seul moyen de détermination de la biodiversité.

1.1.5. Perte de biodiversité

En 1992, au Sommet de la Terre de Rio, les dirigeants de la planète se sont collectivement engagés à préserver les ressources biologiques de la Terre en décrétant la Convention sur la diversité biologique (CBD). Depuis, la plupart des politiques n'ont pas su protéger la nature ; le monde entier, sauf quelques rares exemples positifs, assiste à une continue et considérable perte de sa biodiversité. (Normander, 2012).

L'Union internationale pour la conservation de la nature (UICN), montre clairement les tendances alarmantes de la perte de biodiversité, en mesurant sept catégories de risque d'extinction. Ce sont quasiment un cinquième des quelques 35 000 espèces de vertébrés qui sont classées *« en danger »*, la proportion allant de 13% pour les oiseaux à 41% pour les amphibiens. Entre 1980 et 2008, 52 espèces en moyenne sont passées chaque année dans la catégorie suivante (*voir graphique 1.1*), les rapprochant de l'extinction (Normander, 2012).



Graphique 1.1. Catégories de risque d'extinction (UICN, 2009)

Les principales menaces sont la perturbation de leurs habitats et la perte d'habitat due à l'urbanisation. L'index « planète vivante » élaboré chaque année par WWF, montre aussi une tendance négative sur la biodiversité, selon l'index, la biodiversité ayant diminué de 12% à l'échelle mondiale et de 30% pour les régions tropicales depuis 1992. Selon certaines estimations la vitesse à laquelle les espèces s'éteignent est aujourd'hui jusqu'à mille fois supérieure à celle de l'époque préindustrielle. Les scientifiques appellent ce phénomène la sixième extinction massive de l'histoire de la Terre (Normander, 2012 ; Couvert et Teyssède, 2010 ; Primack *et al.*, 2012).

Le secrétariat du CBD a relevé cinq grandes pressions qui engendrent une perte de la biodiversité : la transformation de l'habitat, la surexploitation, la pollution, les espèces introduites invasives et le changement climatique (Normander, 2012). Quant à l'Union internationale pour la conservation de la nature (UICN), elle a identifié les différentes menaces pesant sur la biodiversité, principalement liées aux activités humaines. Il s'agit de la destruction de la fragmentation, de la dégradation des habitats (y compris celle liée à la pollution), du changement climatique, de la surexploitation des espèces, de l'invasion des espèces et de la propagation croissante de pathogènes. (Primack *et.*, 2012).

Dans ce travail de recherche la perte de biodiversité est considérée comme « *la perte ou diminution de la propriété ou caractéristique des systèmes écologiques de se différencier les uns des autres dans une unité de temps ou espace reconnaissable* ». Elle sera étudiée à partir de la fragmentation du paysage et de l'anthropisation du territoire, en incluant les influences du changement climatique, afin d'essayer d'identifier les zones dans lesquelles on peut reconnaître ces processus de perte, de dégradation ou destruction et de diminution des caractéristiques de différenciation des paysages et écosystèmes.

Une fois qu'a été définie la perte de biodiversité dans le cadre de ce travail, il est pertinent de souligner que la perte de biodiversité est un processus graduel, de telle façon qu'il est rare que la disparition d'une espèce ou d'une caractéristique spécifique d'un écosystème soit subite. Dans la plupart des cas, la perte de biodiversité est le résultat d'un processus graduel d'interruption des capacités évolutives des espèces ou des systèmes écologiques qui finalement provoque son extinction.

L'extinction ou la disparition des espèces provoque des affectations sur le fonctionnement des écosystèmes. Il existe différentes hypothèses sur la relation entre le nombre des espèces et le nombre de fonctions dans les écosystèmes.

- L'hypothèse linéaire (Vitousek, 1993) : le nombre de fonctions d'un écosystème est linéaire et directement proportionnel au nombre d'espèces. L'addition d'une nouvelle espèce implique une augmentation de la complexité des fonctions, et de la même façon la soustraction d'une espèce provoque l'élimination d'une fonction. Cette hypothèse considère que chaque espèce fournit un élément clé pour le fonctionnement des écosystèmes.
- L'hypothèse des rivets (Ehrlich *et al.*, 1981) : elle propose que les écosystèmes sont comme un aéroplane et que sa fonction de « voler » dépend du rapport entre un nombre déterminé de fonctions. La perte successive des rivets (espèces) limitera la possibilité de voler à partir d'un moment déterminé (en fonction du nombre initial d'espèces). Selon cette hypothèse il existe un seuil de tolérance des écosystèmes pour maintenir leurs fonctions à partir de la suppression progressive des espèces. Chaque disparition affaiblit le système jusqu'à un niveau d'altération significatif qui provoque la perte irréversible de ses fonctions.
- L'hypothèse de la redondance (Walker, 1992) : elle assume que le taux de fonctions distinctes dans un écosystème augmente jusqu'à un niveau déterminé à partir duquel l'addition d'espèces ne représente pas une augmentation d'interactions. Elle suggère l'existence d'un groupe d'espèces « *singulières* » dont dépend le fonctionnement et l'intégralité des écosystèmes. Le reste des espèces est appelé « analogue » ou « redondant » et leur contribution dans les processus de l'écosystème est minimale du moins quand l'espèce « *singulière* » est en fonctionnement dans le système. Cette hypothèse soutient l'existence d'entités fonctionnelles semblables qui ont des interactions similaires avec le même processus écologique.
- L'hypothèse d'idiosyncrasie (Steel, 1991) : elle soutient que la relation entre la diversité d'espèces et le fonctionnement d'un écosystème est dynamique. La fonction de l'écosystème change avec la richesse des espèces, mais la magnitude et la direction du changement est imprédictible dû à la grande variété et complexité des rôles de chacune des espèces qui intègrent le système.
- L'hypothèse des espèces clés (Mills, 1993) : elle établit que l'absence de certaines espèces, parfois une seule, est suffisant pour changer le fonctionnement des écosystèmes. Elle souligne que certaines espèces sont si fortement liées à un processus écologique que son absence provoquera un problème de fonctionnement et un effet « domino » de perte d'espèces.

Selon Castro, (2005), il existe jusqu'à un total de cinquante hypothèses dans la littérature scientifique. Cependant toutes ou la plupart d'entre elles coïncident sur les principes suivants :

- les espèces sont redondantes au niveau des fonctions qu'elles procurent ;
- les espèces sont singulières car elles assurent des caractéristiques spécifiques ;
- l'impact des espèces sur les écosystèmes dépend du contexte.

Les considérations exposées ont mis en évidence que le simple fait d'expliquer la perte de biodiversité dans son contexte fonctionnel et scientifique est extrêmement complexe, et qu'il reste à comprendre beaucoup de relations entre la biodiversité et l'intégrité des écosystèmes ainsi que les mécanismes permettant de conserver les fonctions écosystémiques responsables du bien-être humain et des sociétés actuelles et futures.

1.1.6. Conservation de la biodiversité

En Europe depuis plusieurs siècles de nombreux aspects des enjeux actuels de conservation furent décrits dans des textes, même s'il s'agissait alors plus de maintenir certaines ressources que la biodiversité elle-même. Ainsi, le roi de Pologne établit la réserve de Biełowieża en 1561 pour interdire la chasse du bison européen. Sur l'île Maurice l'administration coloniale française stipula en 1769 que 25% des propriétés foncières devaient rester boisées pour prévenir l'érosion, que les terres dégradées devraient être replantées et que les forêts situées à moins de 200 mètres des points d'eau devaient être protégées. En 1852 les scientifiques britanniques travaillant en Inde produisirent un rapport encourageant la création de vastes réserves forestières pour prévenir les pertes environnementales et économiques. En 1865 fut fondée la Commons Open Spaces and Footpaths Preservation Society, en 1895 le National Trust for Places of Historic Interest or Natural Beauty et en 1899 la Royal Society for the Protection of Birds. Suite au mouvement de conservation en Grande-Bretagne, pendant le XX^{ème} siècle l'action du gouvernement britannique produisit des lois telles que le National Parks and Access to the Countryside Act voté en 1949 pour la protection des paysages. Aux Etats-Unis, la préoccupation pour la conservation de la nature et les écosystèmes commença entre 1838 et 1914 avec la fondation du Parc National de Yosemite (Primack *et al.*, 2012).

A partir de 1992 la valeur de la biodiversité commence à être prise en compte pratiquement au niveau mondial avec l'inclusion de 178 pays dans la conférence tenue à Rio de Janeiro (Brésil) qui a donné comme résultat la Convention sur la diversité biologique ayant pour objectif la réduction de la perte de biodiversité dans le monde entier.

« En 2002, les dirigeants du monde entier ont convenu d'assurer, avant 2010, une réduction importante du rythme d'appauvrissement de la diversité biologique. Après examen de toutes les données factuelles disponibles, y compris les rapports présentés par les Parties, cette troisième édition des Perspectives mondiales de la diversité biologique conclut que cet objectif n'a pas été atteint et, qui plus est, appelle l'attention sur le fait que les principales pressions qui entraînent cet appauvrissement ne sont pas juste constantes, mais que dans certains cas, elles s'intensifient » (Perspectives mondiales de la diversité biologique 3, 2010).

« L'apparition du terme "*biodiversity*" opère une double transformation de l'ancienne notion de diversité du vivant (Maris, 2006) ».

Pour Maris, la biodiversité permet de faire référence par un seul concept à la diversité du vivant sous toutes ses formes et en même temps, à la crise que celle-ci traverse. Selon sa conception du terme biodiversité, au moment où elle est définie, il est aussi possible d'assumer les dangers qui la menacent et de prendre conscience de sa fragilité. De façon que le concept est lui-même la définition d'un problème, « ***La biodiversité est la diversité biologique problématisée, offerte à l'humanité comme objet de souci et de protection*** ».

C'est autour du concept de biodiversité, c'est-à-dire de ce problème de la diversité du vivant, qu'à partir de la célébration de la CBD, a commencé à se constituer une nouvelle problématique globale et à naître une discipline scientifique qui cherche à répondre à cette problématique (Maris, 2006). Cependant la préoccupation de conservation de la nature est beaucoup plus ancienne que l'émergence de la conservation de la biodiversité. En effet, avant, la préoccupation était centralisée sur la conservation des ressources naturelles et sur la préservation de la nature sauvage dans des réserves naturelles (Maris, 2006 ; Blandin, 2009 ; Primack *et al.*, 2012).

Dans la seconde conférence sur la biologie de la conservation (Michigan 1985), a été proposée la fondation d'une société internationale de biologie de la conservation (*Society for Conservation Biology - SCB*). Cette nouvelle science (qui s'est initialement développée comme une branche de l'écologie) a pour objectif l'élaboration d'outils scientifiques en vue de protéger la diversité biologique. A partir de cet événement la biologie de la conservation va se donner pour mission de produire l'expertise scientifique nécessaire à la protection de la biodiversité (Maris, 2006).

La biologie de la conservation utilise les méthodes et les principes de l'écologie pour les appliquer aux enjeux spécifiques de l'évaluation et de la conservation de la biodiversité. Elle se donne comme mission de remplir les tâches suivantes (Maris, 2006) :

1. Évaluer la diversité biologique ;
2. Identifier les menaces qui pèsent sur cette diversité ;
3. Élaborer des scénarios de conservation ;
4. Évaluer les avantages comparatifs de ces différents scénarios.

Selon Primack *et al.*, (2012), La biologie de la conservation est un champ de recherches multidisciplinaire qui s'est développé en réponse aux enjeux de préservation des espèces et des écosystèmes. L'émergence de la biologie de la conservation a provoqué une transition des intérêts de préservation et protection des ressources naturelles et de la nature sauvage dans des espaces isolés et bien délimités, ainsi que l'intérêt de se focaliser sur un groupe déterminé d'espèces ou de ressources spécifiques vers l'intérêt de procéder à la gouvernance intégrale du territoire et l'intégralité des systèmes écologiques en considérant leurs fonctions et l'ensemble des relations qui permettent leur évolution dynamique. Cette conception implique le changement

des paradigmes scientifiques, de passer d'une conception d'équilibre des écosystèmes vers une conception de trajectoire des écosystèmes (Blandin, 2009) et de changer l'idée d'homéostasie - *stabilité stationnaire*- des écosystèmes vers la notion d'homeorhesis -*stabilité évolutive*- des écosystèmes (Naveh, 2002). Pour Naveh, le maintien de la stabilité évolutive doit-être le principal objectif de la conservation de la biodiversité.

Cette évolution dans la conception de conservation implique une vision plus globale dans les actions ayant des conséquences sur le monde vivant. En effet, dans la vision de ce travail, nous considérons que conserver la biodiversité correspond aux actions qui permettent de maintenir la propriété de différenciation des systèmes écologiques et de préservation de leurs fonctions ainsi que les mécanismes de dynamique évolutive. Par conséquent se focaliser sur une espèce ou un groupe d'espèces en particulier uniquement par son niveau de vulnérabilité ou menace ne garantit pas réellement d'atteindre les objectifs qui sont de limiter la perte de biodiversité. D'après Pearce *et al.*, (2002) « ***Réduire au minimum le nombre d'espèces en danger d'extinction n'est pas la même chose que réduire au minimum la valeur de la perte de biodiversité*** ». Selon la vision de cet auteur avec lequel nous sommes d'accord, il est commun d'observer de nos jours des politiques de conservation dirigées vers la protection des ressources rares, ce qui peut être interprété comme une focalisation de la politique ou projet de conservation qui ne fait pas la distinction entre les ressources biologiques et la biodiversité. Ce type d'actions n'est pas cohérent si l'objectif est de conserver la biodiversité.

1.2. La biodiversité : son rôle pour les équilibres écologiques et les sociétés humaines

Nous avons déjà mentionné le fait qu'il existe différentes hypothèses sur la relation entre le nombre d'espèces et le nombre de fonctions dans les écosystèmes et nous avons également mentionné le niveau de complexité pour identifier de façon spécifique le rôle de la « biodiversité » dans le fonctionnement de l'écosystème. Cette relation est appelée *diversité fonctionnelle* (Castro, 2005), et malgré le fait qu'il existe un grand nombre d'hypothèses et que la façon spécifique suivant laquelle cette relation se concrétise n'est pas encore parfaitement claire, il est accepté que la diversité fonctionnelle est responsable du nombre de fonctions et de la capacité de réponse d'un écosystème face à une ambiance changeante. Jusqu'à récemment le non-équilibre thermodynamique a été considéré comme une perturbation de l'équilibre (Naveh, 2005), et de la même façon la conception de l'équilibre des écosystèmes (homéostasie) était considérée comme une propriété indispensable pour le maintien de leur santé. Aujourd'hui, après les progrès de la thermodynamique non-linéaire, il est accepté que l'équilibre d'un écosystème est fondé sur le maintien de la perturbation et de l'altération, de la même façon que cet écosystème fut perturbé et altéré dans le passé. Ce processus est connu comme équilibre dynamique ou homeorhesis (Naveh, 2005).

L'homeorhesis consiste en le maintien du flux des processus de l'écosystème de façon continue pour lui fournir un certain niveau de stabilité de leurs processus. C'est pour cette raison que les écosystèmes les plus riches en espèces ou « divers » sont considérés comme les plus stables dû au fait qu'un écosystème avec une plus grande quantité de groupes fonctionnels aura un plus grand nombre de réponses face à un changement environnemental et par conséquent aura aussi plus de « stabilité ».

Autour du sujet sur la biodiversité et son rôle comme génératrice de stabilité dans les écosystèmes il existe différentes hypothèses qui sont présentées ci-dessous.

L'hypothèse de l'effet de sécurité (Yachi et al., 1999) : Elle propose que la diversité d'un territoire agisse comme une assurance contre les fluctuations environnementales étant donné que différentes espèces répondent de différentes manières aux fluctuations. Un grand nombre d'attributs augmente la probabilité que le rôle fonctionnel d'une espèce qui disparaît soit assumé par d'autres espèces dans l'écosystème de façon que les espèces redondantes maintiennent le fonctionnement de l'écosystème. Dans cette hypothèse les espèces sont redondantes dans une échelle temporelle déterminée, mais elles peuvent ne pas être redondantes durant une autre période plus longue. Les écosystèmes qui ont le plus d'espèces sont plus résistants à la perte de diversité car les autres espèces peuvent compenser leur absence.

L'hypothèse de l'effet portefeuille (Tilman et al., 1998) : Elle propose que si toutes les espèces répondent de différente manière et avec une intensité distincte, les effets négatifs des changements sur les écosystèmes seront amortis à mesure qu'augmente la diversité. Mais cet amortissement diminuera à mesure que l'abondance d'un ensemble d'espèces augmentera par rapport aux autres espèces. C'est-à-dire que les écosystèmes ayant peu d'espèces clairement dominantes ont une capacité moindre d'amortir les effets négatifs d'une perturbation.

L'hypothèse de la covariance négative (Tilman, et al, 1998) : Elle suppose que si certaines espèces croissent mieux quand d'autres espèces ne sont pas capables de croître, la variance globale sera plus basse que s'il y avait moins d'espèces et par conséquent à long terme un plus grand nombre d'espèces n'aurait pas d'influence positive sur la stabilité.

L'hypothèse de résistance à l'invasion et aux maladies (Chapin et al., 1997) : Elle postule que les communautés les plus diversifiées sont capables d'utiliser les ressources de façon plus efficace que celles qui sont moins diverses en raison de la complémentarité (la complémentarité fait référence à la capacité d'utilisation différente des ressources pour chaque groupe d'espèces). Par exemple les espèces invasives ont moins de probabilité à introduire une nouvelle propriété ou processus dans l'écosystème quand il existe une grande diversité car la résistance aux changements est plus forte.

A partir de ces hypothèses il est possible de constater que la biodiversité a un rôle dans la stabilité dynamique (stabilité des processus) des écosystèmes. Il est également possible de comprendre pourquoi la diversité est importante pour le bien-être humain étant donné sa place dans le maintien de la santé des écosystèmes pour que ces derniers puissent prêter des services aux sociétés humaines.

La biodiversité joue un rôle de fournisseur de services écosystémiques relatifs au bien-être humain. Le *Millennium Ecosystem Assessment* (MEA) identifie quatre catégories de services écosystémiques : les services « approvisionnement », les services « régulation », les services « culturels » et les services support ». (Brahic et al., 2009).

« Les services d'un écosystème sont les bénéfices que retirent les individus à partir de cet écosystème » (définition MEA, 2005)

Services « approvisionnement »

Il s'agit des produits obtenus à partir des écosystèmes.

- La nourriture et les fibres (produits alimentaires dérivés des plantes, animaux et micro-organismes).
- Le carburant (bois et autres productions utilisés comme source d'énergie)
- Les produits biochimiques, pharmaceutiques, de médecines traditionnelles.
- Les ressources ornementales (plantes, fleurs, animaux. *Ex. les orchidées, les papillons, les oiseaux*).
- L'eau douce (la production d'eau de bonne qualité)

Services « régulation »

Il s'agit des bénéfices obtenus à partir de la régulation des processus écosystémiques.

- Les ressources génétiques (résistance aux parasites et maladies, matériel génétique)
- La régulation du climat (température à échelle locale, stockage du carbone à échelle planétaire)
- La régulation des fléaux humains (régulation de l'abondance des pathogènes humains et vecteurs de maladies)
- Le contrôle biologique (régulation des populations). « les écosystèmes contrôlent plus de 90% des parasites des cultures et des vecteurs de maladies pour les êtres humains ».
- La pollinisation
- La régulation des perturbations (tempêtes, avalanches, incendies)
- Le traitement des déchets (à un certain niveau, les écosystèmes sont capables de capter et de recycler une quantité de déchets humains)

Services « culturels »

Il s'agit des bénéfices non matériels obtenus à partir des écosystèmes.

- Valeurs spirituelles et religieuses, éducatives, esthétiques
- L'héritage culturel
- La récréation, écotourisme

Services « support »

Ces services sont nécessaires à la réalisation de tous les autres services.

- Le cycle des nutriments, la production d'oxygène
- La formation et la rétention des sols
- La fourniture d'habitats, fonction de refuge

Source : d'après *Brahic et al.*, 2009

La perte de biodiversité constitue un risque pour la planète, pour l'évolution et la continuité de la vie, mais elle constitue également un risque pour le maintien des sociétés actuelles et futures.

Selon *Bastian* (2012), les espèces et les habitats ont un rôle très important pour le maintien des services écosystémiques, surtout des services de régulation et des services de provision qui dépendent surtout des structures de végétation et de la couverture du sol. Une perte des espèces ou des habitats pourrait représenter une diminution de la capacité des écosystèmes à fournir les services dont dépendent les sociétés humaines telles que la production des aliments, la régulation climatique, la provision de l'eau, la disponibilité des matériaux, etc. La végétation permet l'infiltration dans le sol perméable des excès de précipitations des zones humides. Les écosystèmes fluviaux et leurs annexes hydrauliques (prairies inondables, bras morts, ripisylves etc.) assurent une régulation du régime des eaux et protègent la ville contre les crues (Reygrobellet, 2007).

Ci-dessous la citation de Reygrobellet illustre cette idée.

« L'aggravation du risque d'inondation sur le Rhin est entre autres due à la perte de plus de 85 % des zones naturelles d'expansion des crues du Rhin suite aux aménagements, à la correction du Rhin et aux endiguements. Ce processus s'est accompagné d'un renforcement des mesures d'imperméabilisation et de compactage des sols, entraînant une accélération sensible des ondes de crue et une hausse des pointes de crue. Dans le même temps, la densité de population a augmenté et les usages se sont intensifiés dans la vallée alluviale menacée par les inondations ». (Reygrobellet, 2007).

La santé humaine est aussi liée à la biodiversité. Il existe de nombreuses relations entre les espèces animales et végétales et la production des médicaments. Selon *Weiner*, (1995), il existe une perte potentielle des agents thérapeutiques et antibiotiques pour le traitement des maladies, avec la disparition des produits naturels de la forêt tropicale. En même temps, chaque destruction des habitats naturels est potentiellement génératrice de l'émergence de nouveaux agents pathogènes.

L'Organisation mondiale de la santé estime que plus de 80% de la population mondiale est fondée sur la médecine traditionnelle des plantes pour les soins de santé primaires. (Weiner, 1995).

Les écosystèmes et les services qu'ils prêtent aux sociétés nécessitent une gestion responsable à court, moyen et long terme afin de garantir leur disponibilité dans le futur. Il est clair de nos jours que l'intérêt pour la conservation de la biodiversité a commencé à gagner du terrain dans les discussions politiques et scientifiques. Cependant il est vrai aussi qu'il y a encore une lacune dans les connaissances relatives à l'importance de ce sujet. Dans les prochaines lignes cette question sera abordée de façon plus détaillée.

1.3. Intérêt de la conservation de la biodiversité

L'extinction massive actuellement en cours est différente des extinctions des temps géologiques au cours desquels des dizaines de milliers d'espèces disparurent à cause des catastrophes naturelles. Au cours des soixante-cinq derniers millions d'années, le taux d'extinction moyen a tourné autour d'un million d'espèces par an. Aujourd'hui les extinctions sont d'origine anthropique. Une telle dévastation n'aura pas été causée par des organismes vivants sur la planète (Primack et al., 2012). Pour les mammifères et les oiseaux les taux d'extinction estimés pour les quatre derniers siècles doublent tous les cent ans depuis 1600 et sont actuellement 100 à 1000 fois supérieurs aux taux moyens observés par les paléontologues lors des périodes géologiques « normales ». Ce taux serait entre « 50 et 560 fois supérieur au taux d'extinction attendu pour une biodiversité stable » (Couvert et Teyssède, 2010).

Durant les 150 dernières années, la population humaine a littéralement explosé. Il a fallu plus de 10 000 ans pour que le nombre d'*Homo sapiens* atteigne 1 milliard d'individus, événement qui eut lieu environ en 1850. Cet effectif est passé de 6 milliards en 1997 à 7 milliards en 2011 et est estimé à 9,4 milliards pour 2050 (Primack et al., 2012). Le problème est que les menaces sur la biodiversité augmentent avec le surcroît des demandes de la population mondiale.

Selon Wilson (1988), l'homme a seulement décrit 1,8 millions d'espèces sur les 10 à 30 millions d'espèces existantes. Or, le problème est que notre planète est encore inconnue en termes de relations écologiques et aujourd'hui encore nous ne savons pas exactement combien de relations et de liens entre espèces sont interrompus du fait de la disparition d'une seule espèce. En 1982, Terry Erwin asperge (après autorisation) un arbre isolé de la forêt amazonienne avec un brouillard contenant un insecticide violent qui tue de manière instantanée les arthropodes (surtout des insectes, mais aussi des araignées et des mille-pattes). Il récupère les organismes sous l'arbre, les trie et les classe (Erwin, 1982). Le nombre atteint est inattendu. En grandeur relative, le nombre d'insectes trouvé sur un seul arbre de la forêt amazonienne est du même ordre de grandeur que celui de l'ensemble des espèces d'insectes connus pour tout le continent nord-américain. Après une telle expérience, les extrapolations faites à partir du nombre d'espèces décrites (de l'ordre de 1,8 million) change du tout au tout : on parle de 10, 50, voire 100 millions d'espèces (Le Guayder, 2008).

La conservation de la biodiversité est une question de connaissances. La connaissance des processus d'adaptations et d'évolutions des espèces est un des objets d'étude majeurs pour l'écologie et la biologie ; la perte d'une seule espèce représente ainsi la perte de connaissances, la perte d'informations incalculables pour la science, ainsi que la perte de liens entre les espèces souvent inconnues. La conservation de la biodiversité est aussi une question d'éthique, car la biodiversité représente un héritage pour les futures générations et cet héritage est le capital naturel des futures populations de la planète, qui permettra la continuité du développement des sociétés.

Mais au de-là du fait que la biodiversité représente le capital qui assure le bien-être des sociétés actuelles et futures, nous considérons que le respect pour la vie et ses différentes expressions doit-être suffisamment légitime pour être la motivation d'une politique responsable de planification écologique et de conservation de la biodiversité.

Comme le soutient Blandin, (2009) nous devons considérer dans la politique de conservation que chaque espèce a en elle-même le droit d'exister ; par conséquent nous devons passer du débat économique vers le débat éthique et moral et nous devons aussi réfléchir à la relation homme, nature et biodiversité.

2. Problématique scientifique

La problématique générale de cette thèse porte sur les risques de perte de biodiversité dus à la fragmentation, à l'artificialisation du paysage et aux influences du changement climatique dans le département des Alpes-Maritimes (voir le graphique 2 qui est une synthèse de la problématique scientifique). L'artificialisation du paysage agit quand les paysages perdent leurs niveaux de naturalité et par conséquent la capacité de maintenir une certaine biodiversité, ainsi que les capacités de répondre aux perturbations (Aguejda, 2009). Ce processus est provoqué par l'intervention de l'homme sur le territoire à partir des routes, aires urbaines et semi-urbaines, constructions, développement d'infrastructures et par les activités productives.

La problématique est décomposée dans les questions de recherche ou axes de réflexion suivants:

- **L'artificialisation du paysage suit-elle un patron déterminé à partir duquel est possible l'identification des règles de transition spatiale?**

Cet axe de réflexion vise à comprendre s'il est possible de projeter le futur de la transformation territoriale en fonction des comportements historiques observés et à partir des règles de transition concrètes.

« Les règles de transition déterminent les changements d'état des cellules en fonction de l'état initial de la cellule et de l'état des cellules voisines. En d'autres termes il s'agit d'une séquence discrète de temps et d'itérations, dans laquelle s'appliquent les règles d'évolution pour chaque état et cet état change ou se maintient en accord avec ces règles de transition » (Langlois, 2004).

Ce premier point vise à chercher les réponses liées aux possibles patrons spatiaux et trajectoires évolutives de l'utilisation du sol et de sa mesure afin de produire des scénarios de prospection de la dynamique future du paysage du département en fonction de la dynamique historique d'utilisation du sol.

- **Quelles sont les implications possibles de l'artificialisation du territoire sur la biodiversité selon les scénarios prospectifs ?**

Cet aspect vise à identifier les impacts possibles sur la biodiversité selon les scénarios prospectifs d'occupation future du sol en considérant l'artificialisation et la fragmentation du paysage comme éléments de rupture de la continuité écologique des écosystèmes.

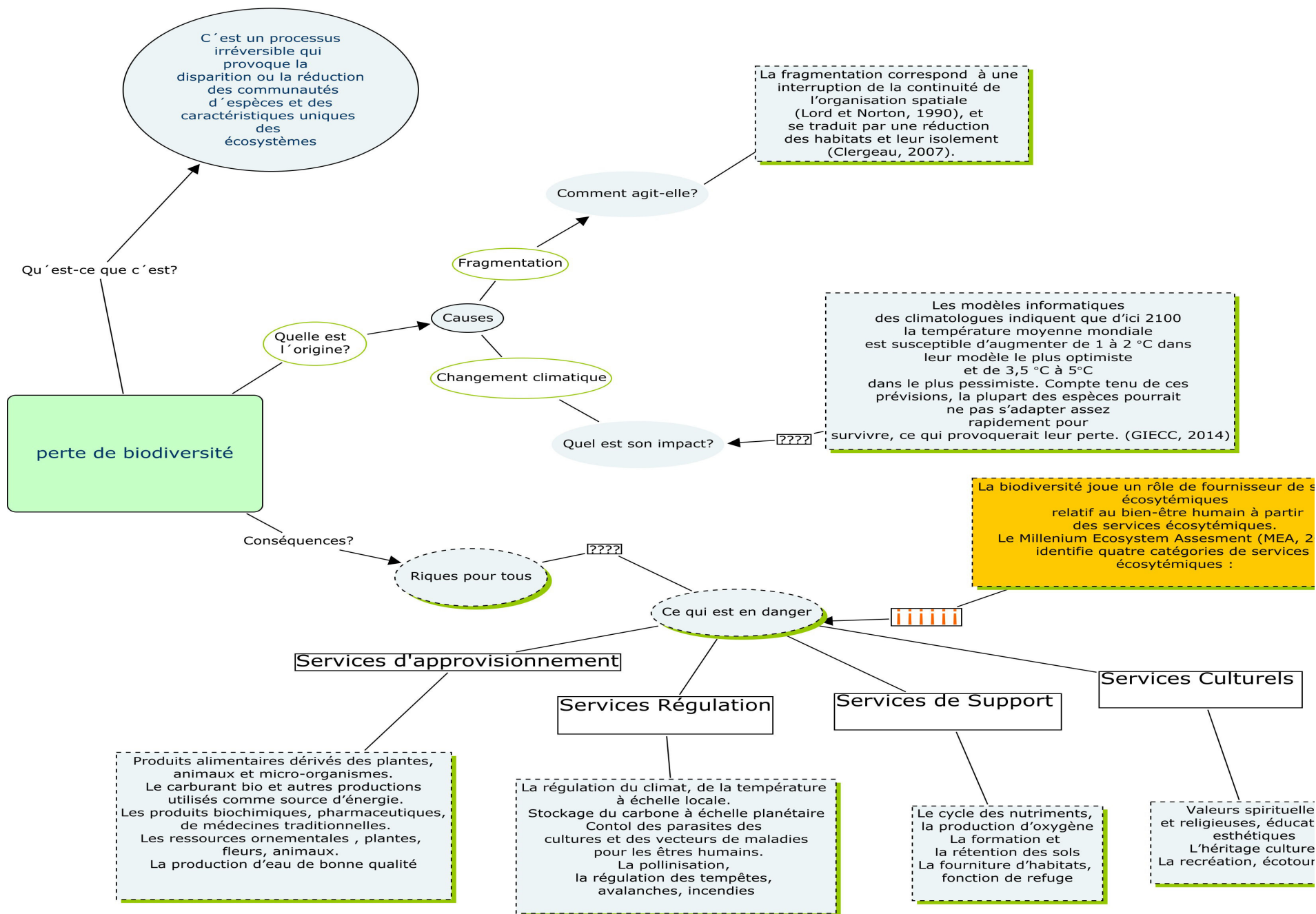
- **Quels sont les impacts synergiques du changement climatique et de l'artificialisation du territoire ?**

Cette question vise à identifier si l'action conjointe du changement climatique et de l'artificialisation et fragmentation du paysage peut augmenter le risque de perte de biodiversité au niveau du département à la fin du XXIème siècle.

- **L'application de réseaux écologiques de conservation ou l'établissement de corridors écologiques (trame verte) peut-elle réduire la perte de biodiversité dans le département?**

Cette réflexion vise à comprendre si la politique d'application de réseaux écologiques de conservation peut être un outil d'aménagement écologique et de protection de la biodiversité effective à l'échelle du département dans un contexte de dynamique du paysage et en considération du changement climatique.

Une formalisation du modèle mental à l'origine de la réflexion sera présentée selon deux différentes approches conceptuelles. En premier lieu sera présenté un modèle mental général de la thèse, puis un diagramme causal de la perte de biodiversité.



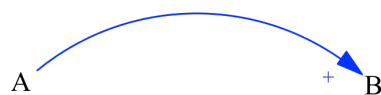
Graphique 2 : Modèle mental général de la problématique dans le cadre de cette thèse

Diagramme causal des risques de perte de biodiversité selon la problématique abordée

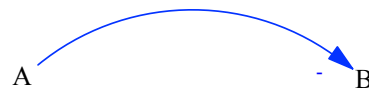
La perte ou érosion de la biodiversité a pour origine diverses causes. Entre les plus citées et les plus acceptées universellement par la science, se trouvent la fragmentation des habitats et des écosystèmes (Wilson, 1980), la simplification et la réduction de la complexité de la mosaïque paysagère (Forman, 1989 ; Burel *et al.*, 2002 ; Farina, 2011) et depuis peu la modification et l'altération des facteurs climatiques planétaires (GIECC, 2007 ; Teyssedre, 2007).

La formalisation mentale de la perte de biodiversité est détaillée par le diagramme causal présenté plus loin. Le diagramme causal est un diagramme réunissant les éléments clé du système et les liens entre eux. Cette formalisation a été introduite par J.W. Forreter au début des années 1960 pour réaliser des modèles expliquant la dynamique des systèmes. Dans ce diagramme les différentes relations sont représentées par des flèches entre les variables. Ces flèches sont accompagnées d'un signe + ou - qui indiquent le type d'influence exercée par une variable sur une autre. Le signe "+" signifie qu'un changement sur la variable d'origine de la flèche produira un changement dans la même direction pour la variable cible. Le signe "-" signifie que l'effet produit sera dans le sens contraire (García, 2012).

Ainsi quand une augmentation de A produit une augmentation de B ou bien quand une diminution de A provoque une diminution de B, nous aurons une relation positive, représentée par la relation (1). Quand une croissance de A produit une diminution de B ou alors quand une diminution de A provoque une croissance de B, nous aurons une relation négative, représentée par la relation (2).



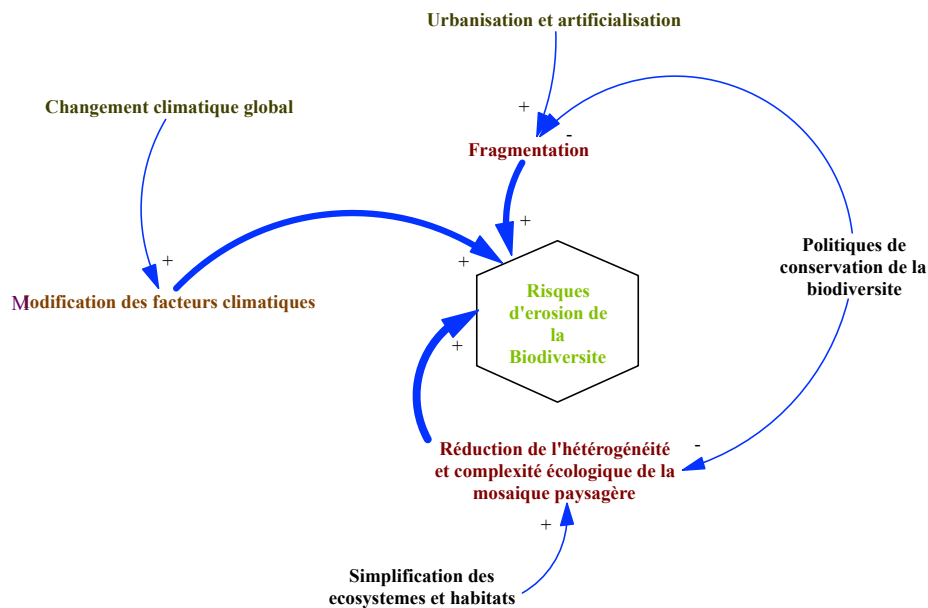
Relation (1)



Relation (2)

L'utilisation du diagramme causal est utile pour représenter les éléments d'un système et leurs interactions selon une logique dynamique. Cette méthode de modélisation a été appliquée à la modélisation des systèmes naturels et des systèmes économiques et de leurs relations notamment dans les travaux de Professeur Costanza de l'Université du Maryland, Institute for Ecological Economics (Costanza and Gottlieb, 1998; Costanza et al., 2001; Boumans et al., 2002).

La figure 3 présente le diagramme causal intégrant les principaux facteurs ayant une influence sur l'érosion de la biodiversité.



Graphique 3 : Diagramme causal de la perte de biodiversité

La simplification des écosystèmes trouve son origine dans les facteurs de changement, principalement afin de satisfaire les besoins de l'homme et de ses sociétés. Le changement climatique global est un autre facteur d'origine du problème ; selon les spécialistes, les effets du changement climatique sont de plus en plus notoires sur différentes latitudes de la planète. L'urbanisation ou l'artificialisation des écosystèmes est aussi une des causes les plus envisagées dans la perte de biodiversité.

Ces facteurs ou moteurs de changements sont à l'origine de la modification des facteurs climatiques, de la réduction de la connectivité et de la continuité écologique, ainsi que de la fragmentation des écosystèmes. La conséquence principale est le risque d'érosion et de perte de la biodiversité.

Les risques associés à la perte de la biodiversité sont liés à trois aspects:

- 1.- La fragmentation du paysage et des écosystèmes. Ce processus est généré en fonction du niveau d'artificialisation du territoire et l'urbanisation est considérée comme le principal moteur de ce processus. Cette fragmentation est un processus qui peut se manifester dans des délais très brefs ;
- 2.- La réduction de la connectivité et de la continuité écologique. Les processus à l'origine de ces changements sont principalement occasionnés par la réduction et par la simplification des écosystèmes et des habitats naturels. Ce sont des processus qui peuvent s'établir à court et moyen termes. En réponse à ces changements structurels et fonctionnels, peut avoir lieu une diminution des facteurs écologiques permettant la libre évolution des écosystèmes et par conséquent une perte de la diversité biologique ;

3.- La modification des facteurs climatiques. Ce processus engendre une variation dans la température et dans la précipitation et par conséquent cela provoque une perturbation sur les communautés de plantes et d'animaux. Ce processus de changement climatique a une dynamique relativement lente à l'échelle humaine mais sa dynamique et son intensité sont encore sources de recherches et de débats. En réponse à ces changements il est possible que les communautés biotiques subissent des changements dans leurs structures et dans leur fonctionnement. Cela pourra se traduire par des variations dans les niveaux de biodiversité, qui est l'expression des écosystèmes.

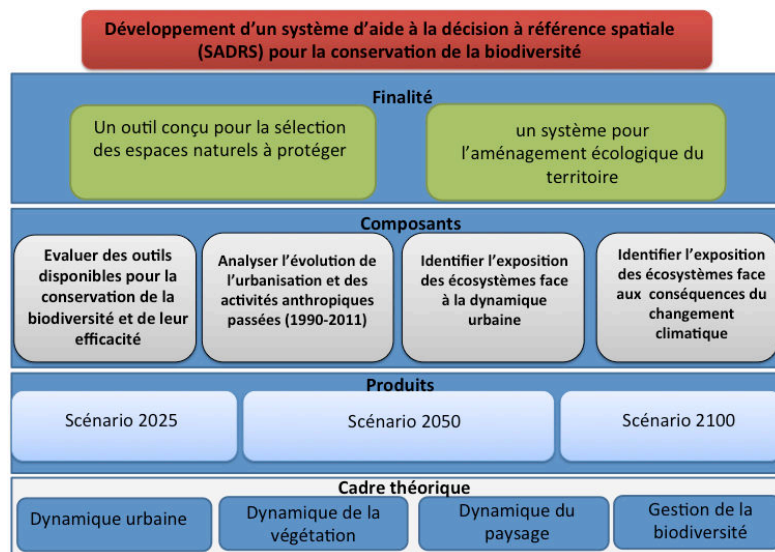
2. 1. Objectifs de la thèse

L'objectif principal du projet est le développement **d'une méthode d'aide à la décision pour la conservation de la biodiversité qui repose sur un prototype de SADRS (Système d'Aide à la Décision à Référence Spatiale) et qui est fondée sur des scénarios prospectifs d'impacts du développement urbain et du changement climatique sur la biodiversité.**

Selon l'office de la langue française, (2000), un système d'aide à la décision est défini comme un « système informatique intégré, conçu spécialement pour la prise de décision et destiné plus particulièrement aux dirigeants d'entreprises ». Ce système est un élément de gestion et il se distingue d'un système d'information dans la mesure où sa fonction première est de fournir non seulement des informations, mais aussi des outils d'analyse nécessaires à la prise de décisions. Il est habituellement constitué par des éléments de modélisation et des bases de données externes qui permettent d'étudier différentes hypothèses ou différents scénarios liés à un problème et à ses conséquences. (Coté, et al., 2001).

La finalité est de définir une méthode systématique suffisamment flexible tout en étant rigoureuse et robuste et permettant de construire un processus méthodologique pour définir les zones de conservation dans le contexte de la pression due à l'urbanisation et au changement climatique global. On cherche à obtenir un modèle d'aménagement du territoire optimal de la zone d'étude par le biais de la combinaison de méthodes de simulation dynamique, de l'intelligence artificielle (automates cellulaires), de systèmes d'information géographique et de l'écologie du paysage.

L'intérêt de créer ce système est de générer des connaissances par rapport à la façon d'aborder le problème de la conservation de la biodiversité dans un contexte d'urbanisation et de changement climatique. De même, l'intérêt est de planter les bases de l'analyse des impacts que ces deux facteurs génèrent de façon synergique sur les écosystèmes et sur la biodiversité.



Graphique 4 : Objectif de la thèse

Il s'agit dans un premier temps de construire un outil permettant d'établir un procédé clair et systématique pour la sélection de zones naturelles de conservation, et dans un second temps de générer une application pratique et qui puisse devenir un outil de plus dans le domaine de l'aménagement écologique du territoire. Dans ce processus, le but est d'observer et de déterminer les influences du changement climatique sur les écosystèmes, les influences de ce phénomène sur la dynamique du paysage ainsi que d'identifier les impacts synergiques des deux processus étudiés sur la biodiversité.

Les composants de l'analyse par le biais desquels la thèse prétend remplir l'objectif et le but de la recherche sont les suivants:

- l'évaluation des outils disponibles pour la conservation de la biodiversité et de leur efficacité ;
- l'analyse de l'évolution de l'urbanisation et des activités anthropiques passées (1975-2011) dans les Alpes-Maritimes et identification des formes de dynamiques spatiales observées pour chaque mode d'occupation de l'espace ;
- l'identification de l'exposition des écosystèmes face à la dynamique urbaine ;
- l'identification de l'exposition des écosystèmes face aux conséquences des changements climatiques globaux.

Les résultats de ce travail sont les suivants:

- Un scénario de tendances de changement du paysage en fonction des activités anthropiques et de l'artificialisation du territoire de 2025 à 2050 et 2100.
- Divers scénarios de tendances de changement du paysage en fonction des influences du changement climatique sur les écosystèmes pour 2025, 2050 et 2100.

2.2. Aspects méthodologiques généraux

La démarche méthodologique générale de cette thèse se compose principalement de quatre activités séquentielles:

1.- Suivi de l'évolution de l'artificialisation du territoire

Le suivi de l'artificialisation du territoire des Alpes-Maritimes permet d'observer les changements sur les composants structurels du paysage qui ont été influencés, notamment par l'expansion urbaine. Il s'accompagne néanmoins de certaines contraintes pour l'évaluation à une échelle du temps assez large afin de pouvoir identifier les grandes tendances du changement. Dans le cas des Alpes-Maritimes l'information disponible concernant l'occupation du sol sur plusieurs scénarios temporels correspond à Corine Land Cover. Bien que l'information soit disponible pour 1990, 2000 et 2006, nous considérons qu'il est nécessaire d'évaluer le comportement historique encore plus loin dans le temps dans le but de bien comprendre les processus d'artificialisation historiques. C'est pour cette raison que l'évaluation et le suivi de l'évolution de l'artificialisation seront réalisés à partir de la photo-interprétation et de la classification orientée objet des images satellitaires Landsat de 1975 à 2011.

2.- Evaluation des changements historiques de l'occupation du sol et simulation des changements futurs

Avec les thématiques construites à partir de la classification et le traitement des images satellitaires, il est possible de réaliser diverses analyses sur les changements d'usage du sol. Celles-ci permettent d'identifier les différentes trajectoires, les patrons spatiaux et les comportements suivis pour chaque type d'usage du sol. Suite aux analyses d'observation il sera possible de déterminer les règles de transition spatiale à l'origine de ces changements et de construire ainsi la base de connaissances nécessaires pour la modélisation des changements futurs. Ce travail implique la gestion d'information, le traitement de données, l'évaluation des résultats numériques et quantitatifs et bien sûr la prise de décisions par rapport aux modèles de simulation à différentes échelles spatiales, temporelles et fonctionnelles.

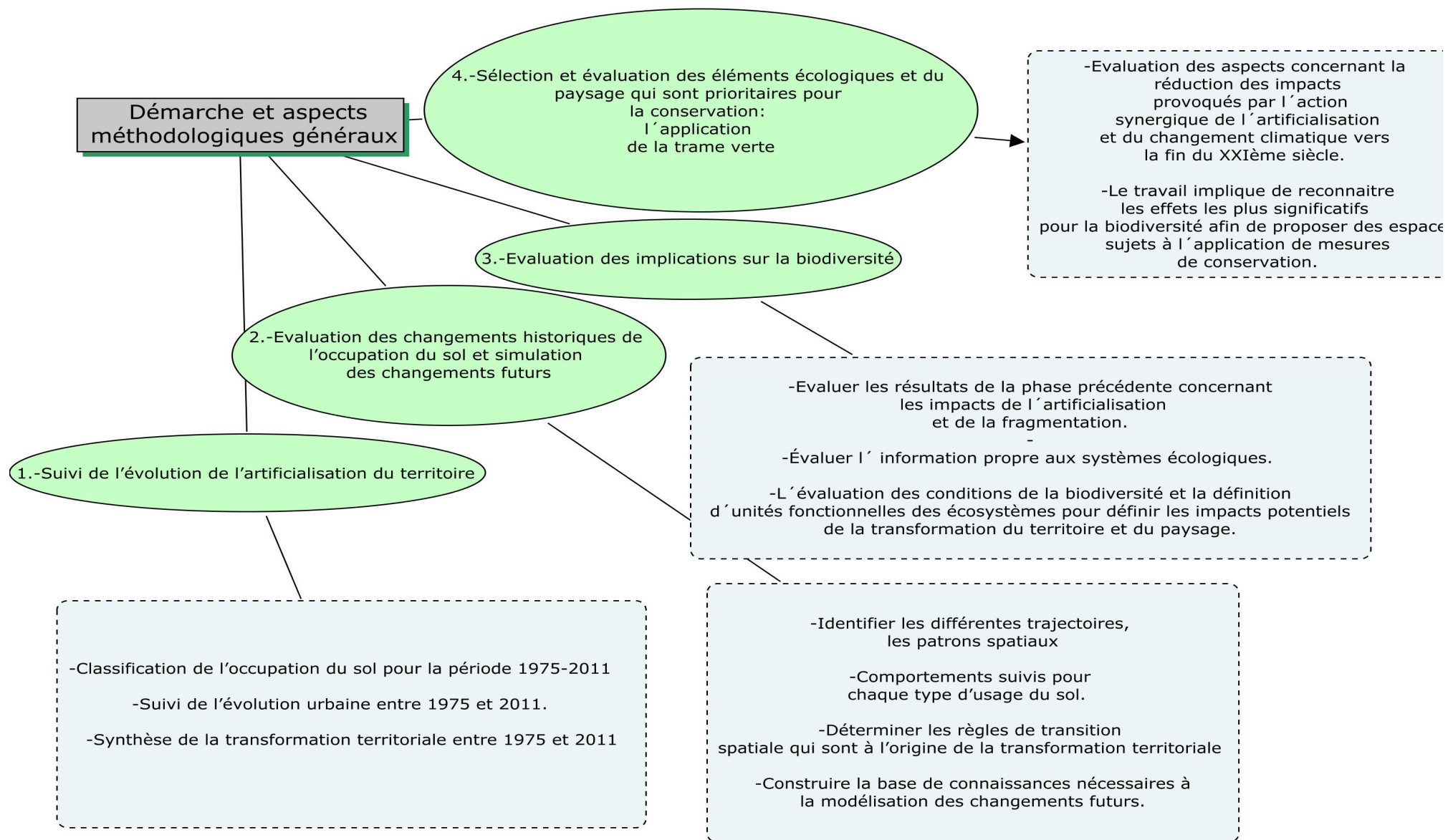
3.- Evaluation des implications sur la biodiversité

Dans cette partie il existe une grande quantité d'informations à traiter et c'est aussi la partie centrale de ce travail de thèse étant donné qu'en termes méthodologiques et épistémologiques il s'agit de la plus complexe. D'une part il est nécessaire d'évaluer les résultats de la phase précédente concernant la dynamique de l'artificialisation et de la fragmentation ; d'autre part il est également nécessaire d'évaluer l'information propre aux systèmes écologiques. Ce travail implique l'évaluation des conditions dans lesquelles se trouvent la biodiversité et la définition des unités fonctionnelles des écosystèmes de façon à pouvoir définir les impacts potentiels de la transformation du territoire et du paysage. Certaines données qui correspondent à la géomorphologie, au sol, aux types de végétation, aux conditions climatiques permettront de générer les unités de paysages aussi appelées unités fonctionnelles des écosystèmes. « *L'unité de paysage est l'unité cartographiable minimale permettant de représenter spatialement les principaux composants d'un écosystème (structurellement et spatialement)* ».

L'approche permettant sa définition, son étude, son analyse et sa prédiction est la géo-écologie ou écologie du paysage (Naveh et Lieberman, 1993), ainsi que la détermination du niveau d'éco-diversité du paysage du département. « *Le terme éco-diversité exprime la variété des processus et organismes formant la complexité environnementale et s'exprime dans un paysage étendu, autant par l'hétérogénéité environnementale que par la complexité géomorphologique, et finalement par la biodiversité* ». (Farina, 2011).

4.- Sélection et évaluation des éléments écologiques et du paysage qui sont prioritaires pour la conservation : application de mesures pour la conservation dynamique de la biodiversité

Dans cette partie seront évoqués les aspects concernant la mitigation des impacts provoqués par l'action conjointe de l'artificialisation et du changement climatique jusqu'à la fin du XXIème siècle. Le travail implique de reconnaître les effets les plus significatifs qui seront provoqués sur la biodiversité afin d'être en condition de proposer des espaces sujets à l'application de mesures de conservation. Cette étape rassemble les informations les plus importantes des phases précédentes, raison pour laquelle aucune nouvelle donnée n'est intégrée sauf celles concernant la proposition des corridors et éléments de connexion du paysage.



Graphique 5 : Résumé des aspects méthodologiques généraux

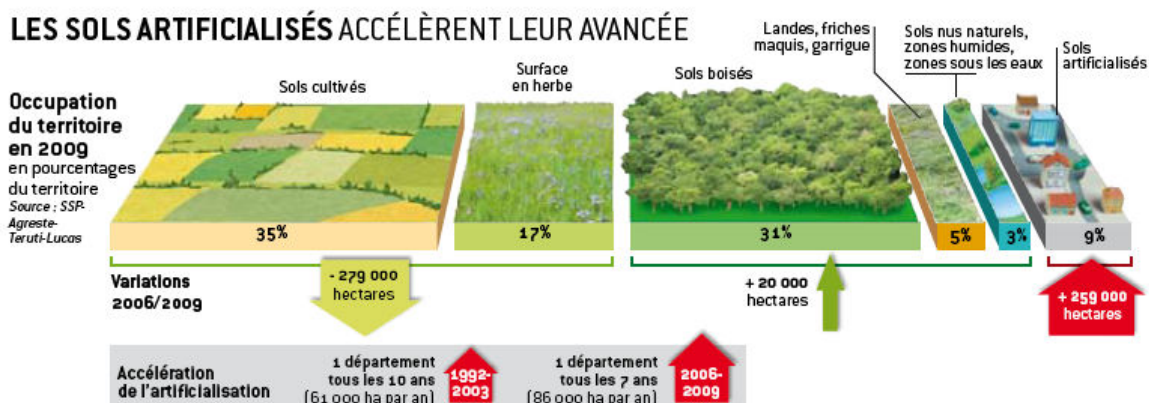
3. Cadre conceptuel

3.1. Artificialisation et transformation du paysage

L'artificialisation est un processus qui désigne un sol ou un milieu, un habitat naturel ou semi-naturel qui perd des qualités qui sont celles d'un milieu « naturel » ; la « naturalité » étant une qualité qui inclut une capacité autoentretenu à abriter une certaine biodiversité des cycles biogéochimiques (carbone, hydrogène, azote, eau, oxygène, etc.). L'artificialisation des sols provoque une perte d'auto-organisation de la part du milieu qui est alors caractérisé par une moindre « résilience écologique ». (Aguejdad, 2009). La résilience écologique est la capacité d'un système écologique à se rétablir suite à une perturbation (Holling 1973).

« Les écosystèmes largement anthropisés, agricoles et urbains, occupent ensemble plus de 50% du territoire français mais aussi des terres émergentes mondiales. Ces écosystèmes que l'on peut qualifier d'émergents, diffèrent profondément de ceux qui se sont organisés avant l'expansion de l'espèce humaine, et changent rapidement avec les activités humaines » (Couvert et Teyssède, 2010).

Aujourd'hui, 50% de la population mondiale est urbaine. Selon l'ONU, ce taux atteindrait 64% en 2040. En France, selon le recensement de l'Insee de 2008, 95% de la population vit désormais sous influence urbaine. Parallèlement à la croissance des villes, se dessinent autour et entre celles-ci de vastes espaces dits périurbains, dont les habitants ont non seulement adopté des modes de vie citadins mais sont également liés à la ville par leur emploi et leurs pratiques quotidiennes. Avec l'augmentation des migrations vers les zones urbaines des populations augmentent aussi les pressions d'artificialisation du territoire naturel ou semi-naturel. L'artificialisation croissante du territoire est un facteur majeur de perte de biodiversité ; selon l'enquête annuelle Teruti-Lucas conduite par le Ministère chargé de l'Agriculture, les surfaces artificialisées ont augmenté de 86 000 hectares par an entre 2006 et 2009, soit l'équivalent de la surface moyenne d'un département français recouvert tous les 7 ans, alors que la surface occupée par les zones agricoles diminue constamment (Grimfeld *et al.*, 2010).



Graphique 6 : Artificialisation du sol

Source : Baromètre de la Nature 2010, Terre Sauvage

Cette artificialisation croissante, qui touche essentiellement des terres agricoles, provoque de nombreuses incidences sur l'environnement : consommation d'espaces fragiles (prairies permanentes, zones humides...), perte de ressources naturelles et agricoles, fragmentation des habitats écologiques par les grandes infrastructures de transport, imperméabilisation des sols, augmentation des risques d'inondation, dégradation des paysages, et provoque la disparition ou la fragilisation de terres agricoles et de terrains à forte valeur écologique « bois, zones humides, prairies » (Aguejda, 2010).

En vingt ans, 5 % des terres agricoles ont été urbanisées en France, soit l'équivalent d'un département français. Cette artificialisation entraîne des conflits d'usage du sol, des concurrences foncières, le morcellement des exploitations et des déplacements agricoles de plus en plus difficiles, en raison essentiellement de l'implantation de nouvelles infrastructures routières. (Aguejda, 2010).

Effets de l'artificialisation sur le paysage et les écosystèmes

La transformation du paysage, des écosystèmes et des habitats à cause de l'artificialisation et l'urbanisation est considérée comme une force de changement « *Driving force* » qui contribue à la crise actuelle de la biodiversité (Primack *et al.*, 2012 ; Lévêque *et al.*, 2008 ; Couvet et Teyssedre, 2010 ; Hilty *et al.*, 2006). L'artificialisation du paysage implique une concentration d'énergie et un processus complexe d'entropie qui correspond à une mesure de l'énergie désorganisée ou qui ne peut pas être récupérée dans sa forme d'origine (Margalef, 1993) par l'accumulation de matières utilisées dans la construction d'infrastructures qui ne peuvent pas être intégrées au paysage naturel et qui modifient donc de manière irréversible les caractéristiques écologiques de la mosaïque paysagère. Cette modification n'est pas seulement structurelle mais aussi fonctionnelle puisque l'inclusion de nouvelles infrastructures et de matériaux étrangers au système naturel provoque des changements dans les processus régissant l'équilibre des communautés naturelles.

L'artificialisation du paysage opère à deux niveaux différents ; tout d'abord il s'agit d'une conversion d'usage d'un type de sol vers un autre, ce qui provoque en général des transformations plus profondes du paysage et du territoire, et par conséquent des effets substantiels pour les écosystèmes et les habitats d'espèces sauvages. Le deuxième niveau correspond aux modifications d'une catégorie ou d'un espace non converti ou transformé en une autre catégorie. Le premier des phénomènes est plus lié à la destruction et à la perte des habitats, et le deuxième, à la dégradation et à la fragmentation des habitats.

La perte ou destruction des habitats a lieu à chaque fois qu'il y a transformation d'un type d'usage du sol en un autre d'un fragment du paysage. Elle fait surtout référence au fait de réduire la zone ou superficie de l'habitat ou de l'écosystème ; si par exemple, à cause des activités humaines un endroit d'une superficie de 100 hectares de forêt se réduit à une superficie de 10 hectares, la perte de l'habitat sera de 90% (Collinge, 2009). Quant à la fragmentation, elle dénote un processus de conversion spatiale particulier. Dans le sens strict du terme la fragmentation fait référence à la rupture ou séparation d'un fragment d'habitat en plusieurs fragments discontinus.

3.1.1. Transformation du paysage vs fragmentation de l'habitat

La propre définition de chacun des concepts (paysage et habitat) peut servir comme base afin de clarifier la différence des processus. Tout d'abord quelques définitions de la notion de paysage seront présentées pour essayer de définir ensuite ce que nous considérons dans ce travail comme « transformation du paysage et perte d'habitat ».

En accord avec la proposition de Naveh (1987), le paysage se compose de la totalité des entités physiques, écologiques et géographiques qui l'intègrent et qui sont à la fois intégrées par des processus et des patrons humains et naturels. Selon Forman et Godron (1986), le paysage est un fragment territorial composé d'un groupe d'écosystèmes qui interagissent et qui se répètent en suivant des patrons similaires dans un espace géographique. Selon Farina (2011), le paysage peut se définir comme un espace géographique dans lequel la complexité écologique s'exprime de façon différente par le biais des acteurs concurrents dont les fonctions se superposent et interagissent différemment à travers des mécanismes de rétro alimentation.

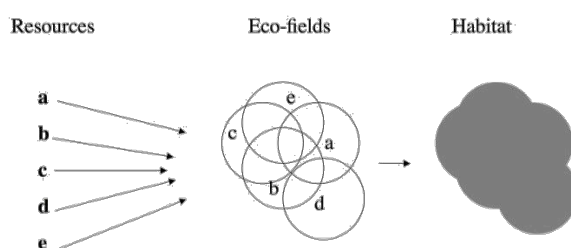
Pour Burel et Baudry (2002), le paysage est un niveau d'organisation des systèmes écologiques supérieur à l'écosystème et qui se caractérise par son hétérogénéité et par sa dynamique, et qui est contrôlé en grande partie par les activités humaines.

Le résumé que nous pouvons en faire est que le paysage est un ensemble d'éléments physiques, géographiques et écologiques organisés de façon spatiale avec un certain degré d'hétérogénéité qui varie en fonction de l'échelle spatiale et temporelle ainsi que des interactions entre ses éléments et qui peut être identifié à partir d'unités discrètes, reproductibles et relativement homogènes à travers un espace territorial.

Selon Franklin *et al.*, 2002, l'habitat a souvent été confondu avec le concept de "type de végétation" et il est ainsi commun de trouver une utilisation inadéquate de ce terme dans la littérature publiée. Cette confusion et utilisation du type de végétation comme synonyme d'"habitat" est selon nous à l'origine de la confusion entre fragmentation de l'habitat et transformation ou fragmentation du paysage. Comme l'affirment Whittaker *et al.*, 1973; Franklin *et al.*, 2002 ; Farina, 2011, l'habitat est spécifique à une espèce en particulier et peut être constitué par plus d'un type de végétation ou structure et correspond précisément à la somme des ressources spécifiques nécessaires pour le développement d'une espèce. Il est toutefois possible que dans certains cas une espèce en particulier trouve tous les éléments nécessaires à son développement dans un seul type de végétation. L'habitat d'une espèce peut donc être constitué par un seul type de végétation. L'habitat, d'un point de vue géographique et territorial est une zone dans laquelle une espèce végétale ou animale développe naturellement une des étapes de son cycle vital et trouve toutes les ressources nécessaires à la survie et à la reproduction et par conséquent est spécifique à chaque espèce (Whittaker *et al.*, 1973).

Selon Farina et Belgrano, 2004 et Farina, 2011, l'habitat des espèces est perçu de façon particulière et spécifique en accord avec ce qu'il définit comme « eco-field ». L'eco-field ou « *cognitive field* » est une propriété des organismes vivants qui leur permet de percevoir et d'être en relation avec leur environnement. Pour chaque fonction vitale, l'organisme a une perception différente de l'environnement, de telle façon qu'il intercepte de manière « fonction-spécifique » l'hétérogénéité environnementale. L'ecofield est donc un processus dynamique et complexe. L'eco-field est une configuration spatiale des objets qui ont ou représentent une signification spécifique dans une espèce et peut aussi se définir comme le conteneur d'information nécessaire pour trouver une ressource. Par conséquent une ressource spécifique ayant besoin d'une espèce individuelle s'associe avec chaque eco-field. Un éco-field peut être associé à la recherche d'aliment, de sécurité et de refuge, de récupération d'énergie et de repos, d'un élevage, d'un territoire etc.

Dans sa proposition sur la Théorie Générale des Ressources (TGR) Farina soutient que la totalité des « eco-fields » dont une espèce a besoin pour trouver des ressources représente un espace de vie qui coïncide conceptuellement avec l'habitat.



Graphique 7 : Schéma conceptuel dans lequel l'habitat est le résultat de la superposition spatiale de tous les champs écologiques nécessaires à la continuité des ressources individuelles. Source : Farina, 2011.

En considérant tout ce qui a été mentionné précédemment, il est nécessaire de faire la différence entre la transformation du paysage et la fragmentation de l'habitat. La fragmentation d'un type de végétation ou d'une structure du paysage et la fragmentation de l'habitat ont souvent été considérées comme synonymes, cependant les effets de la fragmentation de l'habitat et de la fragmentation d'un type de végétation sont très différents. Par conséquent pour pouvoir parler de la fragmentation de l'habitat il est nécessaire que dans un premier temps soit définie l'échelle adéquate et d'importance des espèces qui seront examinées (Franklin *et al.*, 2002).

En résumé nous pouvons dire que quand on parle de fragmentation du paysage, le phénomène fait référence à la modification des structures et des composants écologiques de l'ensemble des écosystèmes et des éléments du paysage et qu'il peut y avoir un impact sur ces éléments de façon morphologique, structurelle et fonctionnelle. Lorsque l'on fait référence à la fragmentation de l'habitat, le phénomène aborde l'identification des effets de la transformation de l'ensemble des composants et des caractéristiques indispensables au développement et à la survie d'« une espèce en particulier », puisque l'habitat est spécifique à chaque espèce (Whittaker *et al.*, 1973; Franklin *et al.*, 2002 ; Farnia, 2011).

En réalité il s'agit de deux phénomènes qui se présentent à deux échelles distinctes de la hiérarchie écologique mais qui paradoxalement sont liés. Même si les deux phénomènes peuvent être générés par la même cause, l'approche méthodologique pour les identifier est assez distincte. Dans ce travail nous aborderons la problématique de la fragmentation du paysage.

3.1.2. Les différents mécanismes et processus de transformation et de fragmentation du paysage

La perte de l'habitat a lieu en général à chaque fois qu'un fragment du paysage disparaît ou se transforme en un autre type de structure complètement différente à cause d'un changement brusque et soudain, "*généralement à cause de l'action de l'homme*" et cette disparition provoque la disparition d'une condition ou d'élément indispensable au développement, à la survie et à l'évolution d'une espèce en particulier (en tenant compte du fait que l'habitat est l'ensemble des éléments indispensables à la survie d'une espèce spécifique). Dans ce sens la perte se traduit par la réduction littérale d'un habitat. Par exemple si nous considérons une superficie initiale d'un habitat en particulier pour une date déterminée, au fil du temps ce même habitat se réduit jusqu'à ne maintenir que 50% de la superficie ; nous pourrions alors parler d'une perte d'habitat de 50%. Quant à la fragmentation de l'habitat, elle dénote un processus spatial de conversion ou de transformation de l'habitat. Le sens strict du mot "fragmentation" fait référence à la séparation d'une structure ou unité de paysage en plusieurs parties ou "fragments" déconnectés, ce qui provoque généralement la discontinuité des éléments nécessaires au développement et à la survie d'une espèce en particulier, et donc un isolement des conditions, populations, communautés, etc. Pour certaines espèces ce processus de déconnexion est très préjudiciable alors que pour d'autres il l'est moins ; ceci dépendra de la capacité de dispersion des espèces et de leurs niveaux d'adaptabilité ou de plasticité écologique.

Le phénomène de la transformation et de la fragmentation opère à différents niveaux (Collinge, 2009). La bissection ou dissection (A) consiste en la séparation d'une structure ou d'une unité de paysage en deux sous-structures ou sous-unités de taille similaire, ce qui provoque la discontinuité des éléments pour le développement d'une ou de plusieurs espèces et provoque donc finalement la sous-division de l'habitat pour une ou plusieurs espèces. Ce processus a généralement lieu lors de l'aménagement de chemins, autoroutes et autres infrastructures linéaires. Le second processus (B) est la fragmentation dans le sens strict du terme, qui correspond à la division du fragment ou unité du paysage en plusieurs sous-fragments déconnectés de superficie plus ou moins proportionnelle. Le troisième correspond à la perforation (C) qui a lieu quand une structure subit une perforation par une transformation de l'intérieur de la structure. Il existe aussi un processus connu sous le nom de "*shrinkage*" (D) qui correspond en fait à la réduction de la structure du paysage (tache, écotope, patche ou parcelle). Dans ce processus existe la réduction de la zone d'habitat mais il n'y a pas de fragmentation ou de sous-division en plusieurs sous-fragments. Enfin le processus appelé "attrition" ou "usure" (E) consiste en la réduction de la superficie de la structure sans nécessairement avoir été fragmentée.

La fragmentation ainsi que la transformation des structures paysagères peuvent être un processus progressif de détérioration spatiale occasionnée par l'action des interventions humaines sur les systèmes naturels. Il existe donc différents processus de transformation des structures paysagères : A) dissection ; B) fragmentation ; C) dissection avec perforations ; D) dissection avec contraction ; E) usure



Graphique 8: mécanismes et processus de transformation du paysage
Sources: modifié de l'original de Benjamin Pennington (Soulé, 1991 ; Forman, 1995 et Ecological Design Manual for Lake County, 2001 in ECFRPC, 2001)

L'étude de la fragmentation du paysage comme élément différenciateur de la richesse et de l'abondance des espèces dans une zone déterminée doit être abordée depuis une perspective d'analyse historico-évolutive (Burel et Baudry, 2004). Pour Crumley and Marquardt *et al.*, 1987, le paysage est la manifestation spatiale des rapports entre l'homme et son environnement. Pour quelques auteurs (Forman, 1989, Burel et Baudry, 2004, Farina, 2011), la fragmentation de l'habitat est perçue par les espèces et les groupes d'espèces de façon différente. Farina souligne que la fragmentation est perçue selon la fonction vitale qu'elles développent, ce qui nous renvoie à une notion spatio-temporelle. Par conséquent la fragmentation de l'habitat à certains niveaux de la hiérarchie écologique et spatiale peut provoquer une hétérogénéité pouvant contribuer à une augmentation de la biodiversité. Un autre aspect relatif à la distribution et à l'abondance des espèces est leur capacité de réponse aux perturbations et la forme que les fragments du paysage ont adoptée à partir des influences naturelles ou anthropiques. La fragmentation est un processus qui maintient une relation étroite avec les activités humaines, en particulier avec l'urbanisation et l'établissement de voies de communication. Il s'agit d'un processus graduel qui n'est pas nécessairement linéaire, où une intervention dans une zone déterminée du paysage déclenche une série de processus qui terminent par modifier la structure du paysage originel. Ce processus est reconnu comme un des principaux facteurs de la perte de diversité biologique, dû au fait qu'il provoque un isolement et une ségrégation d'habitats et par conséquent l'isolement et la ségrégation des populations de vie sauvage dépendant de ces habitats. Cette condition d'isolement conduit à une réduction de la capacité d'échange énergétique et génétique entre espèces, populations et communautés.

La fragmentation opère à différentes échelles pour diverses espèces et divers habitats: un paysage fragmenté pour une espèce peut ne pas l'être pour une autre ayant une plus grande capacité de dispersion ou des conditions d'habitats moins exigeantes (Wiens et Milne, 1989, cité par Múgica *et al.*, 2002).

Selon les théories de percolation (O'Neill *et al.*, 1992; With and Crist, 1995; With, 1997) les systèmes naturels possédant moins de 60% d'habitat naturel commencent à avoir des problèmes suite à la diminution de la superficie de l'habitat [...] :Múgica *et al.*, 2002).

Dans son domaine vital, un taxon animal donné doit être capable d'accéder à ses lieux d'alimentation, de refuge, d'allaitement ou de nidification et de réaliser les déplacements saisonniers nécessaires. De même il doit être capable de réaliser des déplacements de dispersion afin de maintenir certains niveaux d'échange génétique entre les populations et éventuellement occuper des territoires adéquats pour pouvoir s'y installer (Gurrutxaga San Vicente y Lozano Valencia *et al.*, 2008).

La fragmentation, en plus de provoquer une réduction de l'habitat au moyen d'influences physiques et structurelles sur les écosystèmes, affecte les processus dépendant des flux du paysage. Ces processus correspondent à la dispersion de graines, à la pollinisation et à la transmission de vecteurs environnementaux provoquant des perturbations et ayant un effet évolutif sur la végétation. La fragmentation affecte aussi les processus de prédation, les processus de dispersion d'espèces animales, les processus de transmission de maladies ainsi que tous les autres processus qui font partie des mécanismes d'autorégulation de l'écosystème.

Maintenant qu'ont été abordés les concepts liés aux processus et mécanismes de transformation du paysage et de fragmentation d'habitat, il est nécessaire d'aborder un autre aspect relatif à la modification des structures du paysage à partir de ses influences sur le territoire. Cet aspect correspond au changement climatique, qui sera présenté dans les pages suivantes.

3.2. Le changement climatique et ses effets sur la biodiversité

Dans un premier temps, afin de comprendre le changement climatique global il est nécessaire de comprendre ce qu'est le climat. Selon Conde (2006), le climat terrestre est le produit de la constante et complexe interaction entre l'atmosphère, les océans, les couches de glace et de neige, les continents et la vie sur la planète.

La source d'énergie la plus importante pour le fonctionnement du système climatique est le soleil ; la forme presque sphérique de la terre évite que cette énergie soit dispersée de façon différente à travers la planète (Conde, 2006). C'est pour cette raison que l'énergie qui se disperse vers les pôles est moindre que l'énergie dispersée vers la zone équatorienne de la planète. Cette caractéristique est déterminante pour comprendre pourquoi il existe différents types de climats sur la planète. De la même façon dans cette complexité interviennent des facteurs topographiques à l'origine de la diversité climatique régionale. Un autre facteur de complexité du système climatique est lié au fait que le soleil comme toute étoile a sa propre activité avec des explosions à sa surface et vieillit aussi ; c'est pour cette raison que l'intensité d'énergie qui provient du soleil n'a jamais été et ne sera jamais la même. Les changements prolongés de cette intensité provoquent l'altération des conditions climatiques de toute la planète.

En accord avec Conde (2006), depuis une centaine d'années il est considéré qu'il existe une autre cause de changement ; celle-ci est associée aux activités humaines. A partir de la révolution industrielle jusqu'à aujourd'hui, les processus industriels ont été réalisés à partir de l'utilisation de combustibles fossiles (pétrole, gaz et ses dérivés). Les gaz produits par ces activités sont libérés dans l'atmosphère et provoquent des altérations dans la composition de l'atmosphère. En même temps durant cette période l'accélération de la perte des forêts et de la végétation a eu lieu sur des grandes régions de la planète. La combinaison de ces deux processus a provoqué des effets qui ont convaincu la majorité des scientifiques de tous les pays qu'il est en train de se produire un changement climatique planétaire, et que ses conséquences se sont observées et seront certainement observées dans les prochaines décennies ou centaines d'années.

3.2.1. Définition du changement climatique

Selon le GIEC, « *le changement climatique s'entend d'une variation de l'état du climat que l'on peut déceler (par exemple au moyen de tests statistiques) par des modifications de la moyenne et/ou de la variabilité de ses propriétés et qui persiste pendant une longue période, généralement pendant des décennies ou plus. Il se rapporte à tout changement du climat dans le temps, qu'il soit dû à la variabilité naturelle ou à l'activité humaine. Cette définition diffère de celle figurant dans la Convention-cadre des Nations Unies sur les changements climatiques (CCNUCC), selon laquelle les changements climatiques désignent des changements qui sont attribués directement ou indirectement à une activité humaine altérant la composition de l'atmosphère mondiale et qui viennent s'ajouter à la variabilité naturelle du climat observée au cours de périodes comparables.* » (GIEC, 2007)

3.2.2. Relations entre l'industrialisation et le changement climatique

L'atmosphère de la Terre a une origine similaire à celle de Venus et Mars dû au fait que ces planètes se sont créées pratiquement en même temps. Néanmoins l'atmosphère de la Terre a changé graduellement grâce à la présence des organismes vivants, notamment les cyanobactéries et plus tard les végétaux supérieurs qui ont permis la production d'oxygène dans l'atmosphère. La vie a donc changé l'atmosphère de la Terre et en même temps l'atmosphère de la planète présente des conditions optimales, notamment des températures moyennes optimales, pour le développement de la vie. Cet effet d'interaction presque parfait entre les gaz et l'énergie du soleil et qui permet le développement des êtres vivants est connu sous terme d'« *effet de serre* » (Conde, 2006).

L'atmosphère de la Terre est composée principalement de nitrogène et d'oxygène mais contient également des petites quantités de vapeur d'eau, du dioxyde de carbone, du méthane et des oxydes d'azote (NO_x), entre autres. La position par rapport au soleil et la composition chimique de son atmosphère permettent à la Terre que l'effet de serre maintienne la température de la surface de la planète autour de 15°C, condition indispensable pour le maintien de la vie connue.

Depuis le début de la Révolution industrielle (1890) jusqu'à 1990, la quantité de dioxyde de carbone dans l'atmosphère a augmenté de 30%. Ce changement de quantité de dioxyde de carbone est un des principaux facteurs qui provoque le réchauffement de la planète. Au cours de cette période, la température moyenne de la planète a augmenté d'environ 0.6 °C. La planète essaie de redistribuer l'énergie qu'il n'est plus possible de libérer dans l'espace ; ce processus provoque ainsi le réchauffement des surfaces terrestre et marine, augmente le niveau de la mer, provoque des changements sur les patrons de pluie et il est possible que l'augmentation des ondes de chaleur affecte la société et les espèces animales et végétales.

Pour comprendre comment le changement climatique aura des effets dans le futur, les scientifiques utilisent l'information la plus avancée pour la construction des modèles climatiques qui prennent en compte les connaissances sur l'atmosphère, les océans, les couches de glace et de neige, la couverture du sol, etc. Les modèles prennent aussi en compte le comportement social, économique et politique potentiel notamment en termes d'hypothèses de rejets de gaz à effet de serre. Ces modèles ont produit divers scénarios de changement climatique jusqu'à la fin du siècle par le GIECC (Groupe d'Experts Intergouvernemental sur l'Evolution du Climat). Ces scénarios établissent qu'avec une émission constante de gaz à effet de serre les projections du futur climat indiquent que la température de la planète augmentera entre 1.4°C et 5.8°C pour 2100 (GIEC 2007 et 2013). Selon les prévisions, la conséquence de cette augmentation de température sera l'augmentation du niveau de la mer, les modalités de précipitation subiront aussi des changements, et il est aussi possible que les ondes de chaleur, les pluies torrentielles et les sécheresses soient plus intenses.

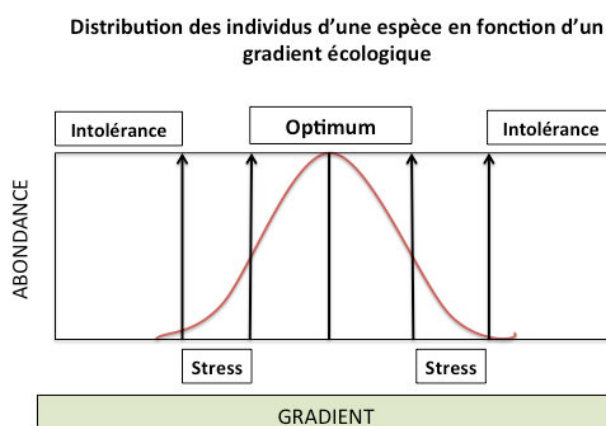
3.2.3. Les impacts du changement climatique sur la biodiversité

Le climat peut être défini comme la *“synthèse de l'ensemble fluctuant de conditions atmosphériques dans une zone déterminée, correspondant à un temps suffisamment long pour qu'il soit géographiquement représentatif”* (Yves Ruiz, 1993). La biodiversité est la réponse adaptative à ces fluctuations grâce à ses capacités de tolérance aux changements environnementaux, de sorte que les processus d'adaptabilité dans les écosystèmes soient continus.

Les communautés d'êtres vivants sont la conséquence d'une organisation spatiale et temporelle des éléments physiques comme la géologie, la lithologie, le relief et le climat. Ce dernier est un élément de dynamique très important en terme écologique.

D'un point de vue écologique les plantes sont particulièrement sensibles aux changements climatiques, en raison de l'étroite relation de dépendance entre les plantes, la température et les précipitations, ces relations de dépendance ayant été étudiées et caractérisées par différents auteurs (Garbolino et al., 2007, 2008 et 2010 ; Thompson et al., 1999 ; Iverson et al., 1999 ; Thuiller, 2003 ; Badeau et al., 2004 ; Thuiller et al., 2006 ; Ellenberg, 1974). D'après Whittaker, 1968 ;, les communautés naturelles sont soumises depuis longtemps à une forte pression d'échelle spatiale et temporelle très variable occasionnée par les phénomènes climatiques et provoquant ainsi une dynamique adaptative et évolutive des êtres vivants.

Selon la théorie du « *Continuum écologique* » de Whittaker, les communautés biotiques (notamment végétales, mais aussi animales), se distribuent dans l'espace le long d'un gradient environnemental, en fonction de leur capacité d'amplitude écologique de telle sorte que les organismes moins plastiques ou moins résistants se développent dans des zones très précises où les caractéristiques environnementales sont très stables pour ces organismes. Au contraire, les organismes ayant une plus grande capacité d'adaptabilité et une plus grande plasticité peuvent occuper des extensions plus grandes et se distribuer le long de zones ayant des conditions plus variables. En accord avec les prévisions du GIEC, on s'attend à ce que les changements dans la végétation et dans les écosystèmes soient différents entre eux puisque chaque espèce aura une réponse d'adaptation différente. La composition des divers écosystèmes se verra affectée à différentes vitesses de sorte que les zones présentant des impacts provoqués par les activités humaines comme la fragmentation seront affectées plus rapidement que celles qui conservent des caractéristiques de forte naturalité.



Graphique 9 : Distribution des individus d'une espèce

Source : Modifiée d'après M. Dufrêne (2003)

L'**amplitude écologique** d'une espèce se mesure par sa capacité à se reproduire dans des conditions écologiques différentes. Les espèces occupant des zones très étroites sur le gradient sont des espèces spécialisées, caractérisées par une petite amplitude écologique pour le gradient considéré. D'autres, par contre, occupent de larges zones car elles ont une amplitude écologique beaucoup plus large et sont beaucoup moins exigeantes (Dufrêne, 2003).

La distribution de la végétation sera considérablement influencée par les changements climatiques dans les prochaines décennies. Sur certaines latitudes de la planète des changements dans la distribution de la végétation se produisent déjà et l'on peut observer la façon dont les espèces de température tempérée ont commencé à se déplacer vers des zones de plus haute altitude ; il est également possible d'observer comment les zones antérieurement formées d'espèces arborescentes sont aujourd'hui colonisées par certaines espèces xérophiiles et thermophiles.

Les espèces de seuils climatiques limités sont les plus vulnérables en termes d'extinction étant donné leur capacité d'auto-modification limitée face à un changement de température ou de précipitation. Parmi elles on trouve les espèces montagnaises endémiques et les espèces insulaires restreintes. En revanche, les espèces à plus grande tolérance ayant des mécanismes de dispersion de longue extension et d'importantes populations ont un risque d'extinction plus faible (GIEC 2002).

Il existe une incertitude par rapport aux changements dans la productivité nette des écosystèmes dû au fait que l'on estime que dans certains écosystèmes la recolonisation ou introduction d'une nouvelle espèce par des facteurs adaptatifs remplace les fonctions des espèces précédentes et peut, de cette façon maintenir le niveau de redondance nécessaire dans l'écosystème pour le maintien de la productivité. (GIEC, 2002).

Le changement climatique affecte directement les fonctions des organismes individuels (par exemple la croissance et le comportement), modifie les populations (notamment la taille et la structure), affecte la structure et la fonction de l'écosystème (comme la décomposition, les cycles des nutriments, les flux d'eau, la composition des espèces et les interactions des espèces) et affecte aussi la distribution des écosystèmes dans les paysages indirectement à travers les changements dans les régimes d'altération (GIEC, 2002).

Le climat est le principal facteur qui contrôle les règles mondiales de la végétation, sa structure, la productivité et le mélange d'espèces animales ou végétales. Un grand nombre de plantes peuvent se reproduire, pousser avec succès et répondre aux quantités déterminées et aux patrons saisonniers de précipitations uniquement dans une fourchette spécifique de températures. Ces plantes peuvent se déplacer en raison de la concurrence d'autres plantes ou peuvent même ne pas survivre si le climat change. Les animaux aussi ont besoin de seuils déterminés de température et/ou de précipitations et ils dépendent aussi de la persistance constante des espèces dont ils se nourrissent (2002 GIEC).

Le changement climatique a un effet direct sur les communautés d'animaux, principalement parce qu'un changement dans la température et dans la disponibilité d'eau provoque une contraction des populations qui subissent elles-mêmes dans certains cas des changements de morphologie, ce qui modifie leur taille, et provoque des altérations en période d'allaitement et de nidification, de migration et de reproduction. Selon Laffitte *et al.*, (2007), le réchauffement climatique (+ 0,7 ° C) enregistré depuis 30 ans en Europe a déjà des conséquences : - sur la phénologie des espèces (avancement des périodes de reproduction, de floraison et de fructification), - sur leurs aires de répartition (remontée de 1 000 km des poissons tropicaux vers le Nord).

<p>« Les hypothèses du GIEC (2007) estiment que 35 % des espèces mondiales pourraient disparaître du fait du changement climatique ».</p>

Selon (Teyssède, 2007), entre 27 et 63% des plantes d'Europe seront des espèces disparues ou en voie d'extinction en 2080 en raison de l'impact du changement climatique en cours.

« Les espèces les plus menacées par le réchauffement climatique sont celles qui peuplent actuellement la région boréale, la région méditerranéenne et l'étage alpin » (Teyssède, 2007).

Pour les oiseaux nicheurs d'Europe, la modélisation des aires de distribution en 2080 de 426 espèces en réponse à un réchauffement prévu de 2°C conduit Huntley *et al.* (2006) au scénario suivant : déplacement d'environ 1000 km vers le nord-est de l'aire de distribution potentielle (enveloppe climatique) de la plupart des espèces, accompagnée d'une réduction moyenne de 19% de cette aire. (Teyssède, 2007).

L'impact du changement climatique sur les espèces ne sera pas le même pour toutes les espèces. Comme cela a déjà été évoqué chaque espèce ou groupe d'espèces répond de façon différente aux effets du changement de température et précipitation et cela s'explique par leur amplitude écologique, de sorte que la diversité d'un écosystème fonctionne comme une sorte de matelas qui amortit les effets nets négatifs. Cela est dû au fait que certaines espèces « *les plus plastiques* » pourront s'adapter et développer une tolérance aux changements. En termes concrets, plus de diversité est synonyme de plus de possibilités de réactions des écosystèmes au changement climatique et d'un moindre effet global de l'impact.

Comme mentionné ant il est largement accepté que les écosystèmes les plus diversifiés réagissent mieux aux changements climatiques ou à d'autres perturbations. La diversité des éléments, conditions, relations et espèces a une fonction très importante dans l'étalement des risques et des effets négatifs des impacts occasionnés par le changement climatique. De telle façon que la conservation de la biodiversité prend encore plus d'importance non seulement pour garantir la stabilité des écosystèmes, mais aussi pour garantir que les impacts du changement climatique soient moins graves sur les populations humaines, leurs structures et leurs organisations sociales.

Etant donné l'importance de la conservation de la biodiversité de nos jours, il existe un intérêt croissant de la science et des acteurs de la politique publique pour trouver les moyens les plus efficaces et intégraux afin de mettre en place des stratégies optimales de conservation. Dans les prochains paragraphes seront présentées certaines d'entre elles.

3.3. Stratégies et moyens pour la conservation de la biodiversité

La mise en oeuvre de la conservation a suscité de nombreux débats quant aux modes d'action les plus appropriés (Lévêque *et al.*, 2008). Depuis longtemps ont été proposées différentes stratégies pour conserver la nature et les ressources naturelles, et plus récemment la science a cherché des alternatives efficaces pour conserver la biodiversité. Dans les pages suivantes seront présentées les différentes approches de la conservation.

Conservation « *in situ* »

La conservation *in situ* consiste à maintenir les organismes vivants dans leur milieu naturel. Ce type de conservation est centré sur la protection légale des espèces menacées, l'amélioration des plans de gestion et l'établissement de réserves pour protéger des espèces particulières ou des ressources génétiques uniques. Cependant la conservation *in situ* n'est pas toujours possible car de nombreux habitats sont déjà très perturbés, et certains ont même disparu.

Conservation « *ex situ* »

La conservation *ex situ* consiste à préserver les espèces en dehors de leur habitat naturel par exemple dans des jardins botaniques, zoologiques, ou des banques de gènes.

L'approche « espèce centre »

Elle consiste à préserver des espèces particulières et, ce faisant, à protéger tout un écosystème. Les espaces protégés sont souvent mis en place pour conserver des espèces remarquables, telles que les espèces rares, les espèces menacées, les espèces clés de voûte ou les espèces patrimoniales.

L'approche « écosystémique »

Dans le cadre de cette approche l'objectif consiste à s'assurer que des sites représentatifs du plus grand nombre possible d'écosystèmes soient protégés. Bien qu'aucun site ne puisse être parfaitement représentatif, les biologistes de la conservation parviennent à désigner des sites potentiellement pertinents pour la conservation. Ces programmes de conservation, comprennent une cartographie de la végétation, des inventaires d'espèces, notamment des espèces d'intérêt, rares ou protégées.

L'approche « point chaud de biodiversité (*Hotspot*) »

Cette approche est centrée sur l'identification des espaces clés contenant une importante biodiversité, un grand niveau d'endémisme et de hauts niveaux d'extinction et de destruction de leur habitat. Utilisant ces critères, 34 points chauds ont été identifiés à l'échelle mondiale (Myers *et al.*, 2000).

L'approche « paiement par services environnementaux »

Une nouvelle stratégie en cours de développement implique des paiements directs aux propriétaires fonciers et aux communautés locales qui protègent les écosystèmes menacés. Cette stratégie consiste à rémunérer les populations locales pour conserver la qualité de leurs terres et les services écosystémiques qui leur sont associés.

En résumé, il est possible de dire que les stratégies de conservation de la biodiversité ont été, jusqu'à aujourd'hui, plus ou moins guidées par les différentes approches mentionnées. Ces stratégies sont passées depuis longtemps par un processus évolutif qui a marqué leur développement. Cependant même si les approches de conservation sont différentes entre elles, toutes ont une caractéristique commune : « *l'idée implicite de gestion ou maîtrise de la nature* », peu importe si l'on parle d'une réserve naturelle,

d'une espèce ou d'un écosystème. Dans tous les cas c'est la décision d'un **gestionnaire** des ressources naturelles ou biologiques qui a décidé de maîtriser une espèce ou groupe d'espèces, en fonction des caractéristiques ou « *valeurs* » déterminées en accord avec des intérêts économiques, sociaux ou politiques. Cependant, on considère aujourd'hui que ce modèle de conservation ne garantit pas la permanence et la stabilité de la biodiversité car ces stratégies n'ont pas considéré l'aspect dynamique et évolutif de la biodiversité ainsi que le fait que les écosystèmes ont leurs propres règles et lois d'organisation qui sont souvent interrompues par les plans de conservation (Farina, 2011 ; Primack *et al.*, 2012 ; Blandin, 2009).

La notion de conservation est en train de changer avec l'inclusion du concept de biodiversité. Dans les premières approches conversationnistes, la préoccupation était centrée sur la conservation des espaces naturels les plus emblématiques pour l'homme et sur les espèces considérées comme prioritaires et à des fins définies par les sociétés humaines. A partir du XXème siècle, on commence à parler de conservation de la nature avec une vision écologique en considérant la prestation de services écologiques fournis par la nature et par les écosystèmes. Divers auteurs, (Primack *et al.*, 2012 ; Collinge, 2009 ; Blandin, 2009 ; Naveh, 1994 ; 2002 ; Farina, 2011 ; Sanseverino-Godfrin *et al.*, 2013) pensent que le concept de conservation a évolué de « conservation d'espaces et d'espèces vers une conservation de processus écologiques et de gouvernance de la biodiversité »

3.3.1. De la protection de la nature à la conservation dynamique de la biodiversité

Aujourd'hui la mise en place de politiques de protection de la biodiversité nécessite de solides informations scientifiques sur les ensembles des espèces, interactions entre les mécanismes économiques, sociaux, anthropogéniques et environnementaux (Couvert et Teyssèdre, 2010). De même, la mise en place de politiques requiert de se poser les questions suivantes: Que faudrait-il protéger ? Où devrait-on protéger la biodiversité? Comment devrait-elle être protégée? (Primack *et al.*, 2012).

En accord avec les différents auteurs qui ont évoqué le besoin d'un changement de paradigme dans le concept de conservation (Naveh, 2002 ; Burel et Baudry 2002 ; Farina, 2011 ; Primack *et al.*, 2012 ; Blandin, 2009), il est considéré dans ce travail que la notion de protection et conservation de la nature et de la biodiversité doit transiter vers une démarche qui prend en compte les aspects dynamiques et évolutifs non seulement de la biodiversité et des écosystèmes, mais aussi de la dynamique du territoire avec tous ses composants de changement dont le changement climatique et la transformation territoriale afin de garantir la pérennité des processus écologiques responsables de la stabilité des écosystèmes. C'est pour cela que nous considérons que les programmes de conservation doivent être holistiques et conçus en cohérence avec les plans d'aménagement du territoire et leur principale cible d'attention ne doit pas être seulement les espèces ou les espaces naturels de conservation, mais d'assurer la plus grande quantité possible de fonctions vitales, processus, et caractéristiques de différenciation des écosystèmes et leurs expressions.

3.3.2. L'efficacité des espaces naturels protégés

Plusieurs aspects sont liés à l'efficacité des espaces protégés (Primack *et al.*, 2012; Farina, 2011; Jongman *et al.*, 2004). Une des premières questions à se poser est la suivante : si les espaces protégés ne couvrent qu'un faible pourcentage de la superficie terrestre totale, dans quelle mesure peuvent-ils préserver les espèces et les communautés à l'échelle mondiale ? (Primack *et al.*, 2012). Une autre question est liée à la sélection des espaces protégés : comment est-il possible de déterminer l'établissement des espaces protégés, et quels critères faut-il considérer ? De même il existe un débat sur la taille des espaces protégés. En accord avec ce même auteur, plus l'espace protégé est petit, plus il dépend des espaces proches non protégés pour le maintien à long terme de sa biodiversité. Dans plusieurs cas, ces espaces non protégés sont dégradés ou fortement anthropisés, ce qui provoque le déclin à long terme de plusieurs espèces même si elles sont protégées.

Une des questions de ce débat est la suivante : est-il préférable de créer un espace protégé de 10,000 hectares ou quatre espaces protégés de 2,500 hectares chacun ? (Primack *et al.*, 2012). Finalement d'autres questions subsistent concernant les espèces. En général dans les critères de conservation ont été privilégiées les espèces considérées comme emblématiques, menacées, rares, en danger, etc. Souvent les espèces considérées comme « ordinaires » ont été ignorées par les politiques de conservation. Mais aujourd'hui il existe la préoccupation d'intégrer la biodiversité dite « ordinaire » dans les politiques, en considération de leur rôle écologique pour la stabilité des écosystèmes.

3.3.3. Les réseaux écologiques de conservation

*Des progrès récents en philosophie environnementale montrent la fragilité du concept de "nature" et ces nouveaux progrès philosophiques et scientifiques soulignent l'importance de se déplacer de « l'isolement » vers la « connexion » et d'une approche « concentrique » vers une approche « périphérique » en provoquant un mouvement allant du local vers le global en termes de conservation (Jongman *et al.*, 2004).*

Les objectifs des politiques de conservation de la nature ont évolué ces dernières décennies depuis l'emphase sur la protection des espèces emblématiques, des paysages singuliers, de la biodiversité, des habitats des espèces, jusqu'aux dernières tendances centrées sur la conservation des processus écologiques et du fonctionnement du paysage (Noss, 1993, Franklin, 1993, Jongman *et al.*, 2004). L'objectif n'est pas seulement de conserver la richesse des espèces, mais aussi de maintenir leur dynamique naturelle d'une manière durable en préservant donc leurs habitats et les processus écologiques nécessaires à leur survie.

Les réseaux de conservation (Ecological Networks and Greenways) visent non seulement à maintenir les éléments singuliers mais aussi l'ensemble des processus écologiques opérant sur le paysage ainsi que sur l'ensemble des biens et des services environnementaux (Múgica. *et al.*, 2002). Ils fournissent les conditions physiques nécessaires pour la survie des espèces et des écosystèmes dans un paysage dominé par l'homme (Jongman *et al.*, 2004). Son application répond au besoin de maintien de la

biodiversité et la de diversité du paysage mais aussi de servir comme un élément d'aide à la politique de conservation des écosystèmes.

Le grand apport des réseaux écologiques de conservation, selon nous, est qu'ils proposent une approche conceptuelle cherchant à rassembler et à centrer l'attention sur les composants de la nature avec les composants humains du territoire en une seule politique d'aménagement du territoire qui nous oblige à considérer les interactions entre le paysage naturel et les activités culturelles, ce qui est cohérent avec les objectifs du développement durable « *créer du bien-être pur les générations actuelles et futures en préservant la planète* ». De telle façon que même s'il n'est pas encore démontré qu'ils sont entièrement efficaces (nous nous posons des questions) pour la protection et conservation de la **biodiversité** *sensu stricto*, nous considérons que cette approche fait évoluer la notion de conservation dans une direction différente aux efforts de conservation précédents.

3.3.4. Les réseaux écologiques en France

Le contrôle de la perte de biodiversité au niveau planétaire, mais aussi au niveau de la France constitue une préoccupation grandissante depuis l'adoption de la stratégie nationale pour la biodiversité, en 2004. La France prévoit de renforcer la connectivité écologique de son territoire en reprenant l'objectif international, qui est de stopper la perte de biodiversité ; c'est la raison pour laquelle en octobre 2007 le Grenelle de l'Environnement a été initié, ce qui a notamment débouché sur le projet Trame verte et bleue. « *Guide méthodologique identifiant les enjeux nationaux et transfrontaliers relatifs à la préservation et la remise en bon état des continuités écologiques et comportant un volet relatif à l'élaboration des schémas régionaux de cohérence écologique (deuxième document en appui à la mise en oeuvre de la Trame verte et bleue en France) 2009.* »

L'objectif de la Trame verte et bleue est, selon l'article L371-1 du code de l'environnement, d'arrêter le processus de la perte de biodiversité qui, d'après les travaux du Millenium Ecosystem Assessment commandés par le Secrétaire Général de l'ONU en 2000, est une condition indispensable à la survie des générations futures (Bruni, 2012 ; MEA, 2006 ; Article L371-1 du code de l'environnement). La Trame verte et bleue s'appuie sur la prise de conscience scientifique des effets de la fragmentation et de la destruction des habitats qui résultent des activités humaines.

La trame verte est une notion biogéographique qui évoque un état et des fonctions. Dans les domaines théoriques et pratiques de l'écologie du paysage et en application des principes du développement soutenable, il s'agit du maillage écologique, d'infrastructure naturelle ou de réseaux de corridors biologiques. Le terme maillage écologique fait référence aux réseaux d'habitats interconnectés par le biais de corridors écologiques permettant la dispersion des espèces végétales et animales de façon naturelle.

En termes d'écologie du paysage une trame verte est la somme des zones de connexion biologique et des habitats naturels.

Les éléments du territoire et des milieux qui sont connectés entre eux sont :

- les habitats naturels de la flore et de la faune sauvage et spontanée ;
- les sites de reproduction ;
- les sites d'alimentation ;
- les sites de repos et d'abri ;
- les corridors de déplacement et de migration de la faune sauvage ;
- les corridors de dispersion de la flore.

Les réservoirs de biodiversité correspondent principalement aux espaces naturels déjà identifiés pour leur richesse en termes de biodiversité. Mais contrairement aux espaces délimités pour leur aspect remarquable ou pour la présence d'espèces protégées, ces réservoirs doivent pouvoir assurer les conditions indispensables au maintien et au fonctionnement de la biodiversité. Les corridors écologiques sont constitués par les voies de déplacement empruntées par la faune et la flore, qui relient les réservoirs de biodiversité. Ces voies sont prises en compte sous leur aspect fonctionnel, c'est-à-dire permettant les échanges propres à la biodiversité présente. Les corridors peuvent ainsi être linéaires (haie d'arbres), mais aussi discontinus (pas japonais) ou paysagers (mosaïque d'habitats), (Bruni, 2012).

3.3.5. Problématique de l'application de la TVB

La mise en œuvre de la TVB conduit à la fois à une expansion spatiale de la politique de conservation, à un accroissement du nombre des acteurs impliqués et à une mise en relation, via l'impératif de préservation des processus évolutifs du vivant, de territoires qui ne l'étaient pas forcément auparavant (Angeon *et al.*, 2013). L'efficacité de la mise en œuvre de la TVB exige des changements dans les normes d'action et dans les pratiques des acteurs gestionnaires de ressources naturelles et de réserves écologiques. Pour qu'une TVB soit efficace, il est nécessaire d'introduire la notion de continuités écologiques dans les processus de planification mais aussi d'avoir comme objectif prioritaire le maintien ou la restauration des processus fonctionnels des écosystèmes. En plus des difficultés organisationnelles et de pilotage, il existe des controverses autour de la problématique de transcription de la TVB dans les documents locaux d'urbanisme (Sanseverino-Godfrin, *et al.*, 2013) ; il existe également des controverses concernant la pertinence de la notion de corridor comme outil de conservation de la biodiversité. Dans la nature, quelques environnements linéaires ont été considérés comme corridors naturels ; c'est le cas des lits des rivières et ruisseaux et des vallons ou sommets de chaînes montagneuses. Cependant, les corridors écologiques sont plutôt des fragments résiduels qui ont adopté une forme rectiligne après l'intervention de l'homme en milieu naturel. Ces structures sont considérées comme des corridors écologiques car ce sont les derniers éléments du paysage à garder une certaine condition de naturalité pouvant garantir une condition de refuge pour quelques espèces de vie sauvage (Farina, 2011). Beaucoup de références considèrent que les corridors écologiques fonctionnent comme des éléments de connectivité écologique de grande importance pour la conservation de la biodiversité. Toutefois, le corridor écologique n'est pas le seul élément qui intervient dans la connectivité écologique. *“Les flux de matière, d'énergie et d'information qui ont lieu dans le paysage peuvent être dus à des facteurs physiques (vent, courant d'eau), ou à la propre mobilité des animaux (en plus des flux dus directement à l'action humaine). Parfois les flux se produisent de façon diffuse (par exemple le vent), ou alors dans toutes les directions ou bien encore en suivant un gradient environnemental”* (Múgica

et al., 2002). L'établissement d'un corridor écologique devra considérer l'*eco-field* de chaque espèce que l'on souhaite conserver. Étant donné que chaque espèce a une perception de l'ambiance et de l'environnement selon la fonction vitale qu'elle réalise (Farina, 2011), ses déplacements ne sont pas réguliers puisque, quand il s'agit d'une fonction reproductive par exemple, certaines espèces ont un niveau de mouvement beaucoup plus intense que pour satisfaire une fonction d'alimentation ou de protection. Par conséquent l'établissement d'un corridor écologique doit considérer tous les différents comportements de l'espèce autour de chaque fonction vitale et la dimension du corridor doit être cohérente afin de satisfaire tous les besoins des espèces. Ce dernier aspect n'est pas toujours considéré dans la conception de la TVB. Par exemple, dans le « *Guide méthodologique identifiant les enjeux nationaux et transfrontaliers relatifs à la préservation et la remise en bon état des continuités écologiques et comportant un volet relatif à l'élaboration des schémas régionaux de cohérence écologique (deuxième document en appui à la mise en oeuvre de la Trame verte et bleue en France)* » il est mentionné que dans la structure et les composantes de la TVB il est possible d'identifier des habitats naturels qui peuvent être regroupés par type de milieux. Le document mentionne aussi qu'il est possible d'identifier des « *sous-trames* » par type de milieux, comme par exemple des sous-trames de zones humides, des sous-trames forestières, des sous-trames en milieux ouverts, etc.

D'après Margalef, (1975), Whittaker, (1973) et Farina, (2011), l'habitat est spécifique à chaque espèce (ce concept a été évoqué dans la première partie de ce travail) ; par conséquent, le regroupement d'habitats n'est pas possible, même s'il est possible d'identifier des composantes d'habitat communes à plusieurs espèces qui ont co-évolué dans un segment géographique spécifique. Il n'est pas possible non plus d'identifier un habitat partagé à 100% par plusieurs espèces (chaque espèce utilise le territoire et les composantes de l'habitat de façon différente). Cet aspect est primordial pour l'identification des corridors écologiques. Il est important de signaler qu'il est possible de trouver des composantes de l'habitat partagées par des espèces différentes et de regrouper ces composantes, mais ce n'est pas la même chose qu'identifier des regroupements d'habitats pour plusieurs espèces. La deuxième critique par rapport à ce texte concerne l'absence de considération de l'aspect de la dynamique de l'habitat. Selon Farina, (2011), l'habitat n'est pas seulement spécifique à une espèce mais il est aussi dynamique (cela a été expliqué dans la partie sur l'*eco-field*) étant donné que les besoins de chaque espèce changent par rapport à leurs fonctions vitales (nourriture, repos, abri, etc.), d'où l'impossibilité d'identifier des groupements d'habitats partagés à 100% par plusieurs espèces. Cela n'empêche pas de trouver le moyen d'intégrer des fonctions vitales de plusieurs espèces sur plusieurs périodes dans la conception de réseaux écologiques, mais ce n'est pas la même chose que de regrouper les habitats de plusieurs espèces par type de milieux. La troisième critique sur ce texte concerne l'identification des sous-trames. Selon le texte définissant la TVB, l'objectif est de préserver **la biodiversité** à travers le maintien des continuités écologiques. Cependant, la définition des « sous-trames » peut ne pas être cohérente avec l'objectif, étant donné que dans chaque sous-trame (forestière, humide, etc.) les différents types d'expressions écosystémiques de la forêt, de zones humides, etc. ne sont pas reconnus (ou du moins si c'est le cas, cela n'a pas été mentionné dans le texte) et sont regroupés dans la même classification de « sous trame ». Si l'objectif est de conserver la forêt (peu importe laquelle), les zones humides etc., la notion de sous-trame pourrait être efficace mais elle ne garantirait pas la conservation et la préservation de la diversité de la forêt, des zones humides etc. puisque chaque écosystème s'exprime à travers un gradient écologique très

varié et il n'est donc pas possible de conserver la biodiversité sans prendre en compte chaque type d'expression écosystémique, dans chaque type d'écosystème. Ce dernier argument est l'objet de la première partie du chapitre trois.

4. Conclusions du chapitre 1

Cette première partie permet d'exposer les différentes notions, les concepts et les difficultés liés à la définition de la biodiversité et des facteurs de perte à travers la littérature. Cette partie introductive permet également de positionner notre vision du problème, de définir notre conception sur la biodiversité, la fragmentation de l'habitat et les structures paysagères, et finalement d'établir notre vision sur l'importance de la biodiversité afin de faire face aux conséquences du changement climatique.

En résumé cette première partie permet de répondre aux questions suivantes :

1.- Comment définir la biodiversité ?

Dans ce travail la biodiversité est considérée comme une caractéristique ou une propriété des systèmes écologiques à tous les niveaux d'organisation spatiale, temporelle et fonctionnelle, tout en tenant compte du fait qu'il ne s'agit pas d'une entité reconnaissable dans l'espace mais d'un processus dynamique qui agit comme un différenciateur de la vie et de ses expressions.

2.- Qu'est-ce que la conservation de la biodiversité ?

De la même manière ce travail considère que la conservation de la biodiversité consiste justement à conserver la propriété des complexes écologiques, des écosystèmes, des paysages, des organismes et de tous les niveaux d'organisation écologique, de se différencier les uns des autres et de conserver l'hétérogénéité des conditions mais aussi la diversité d'éléments et des relations qui maintiennent l'équilibre dynamique et chaotique des systèmes naturels.

3.- Quelle est la différence entre transformation du paysage et fragmentation d'habitat ?

En résumé nous pouvons dire que quand on parle de fragmentation du paysage, le phénomène fait référence à la modification des structures et des composants écologiques de l'ensemble des écosystèmes et des éléments paysagers et qu'il peut y avoir un impact sur ces éléments de façon morphologique, structurelle et fonctionnelle. Lorsque l'on fait référence à la fragmentation de l'habitat, le phénomène aborde l'identification des effets de la transformation de l'ensemble des composants et des caractéristiques indispensables au développement et à la survie d'« une espèce en particulier », puisque l'habitat est spécifique à chaque espèce.

4.- Comment étudier l'impact du changement climatique sur la biodiversité ?

La perte de biodiversité est associée au phénomène de changement climatique, qui, selon les experts du GIECC est un phénomène qui a probablement déjà commencé. Il est possible que les conséquences du changement climatique sur la biodiversité soient observées et accentuées dans les prochaines années. L'augmentation des températures a déjà des effets sur la végétation, qui, dans certains endroits a commencé à se déplacer vers les zones les plus hautes, provoquant une progression des espèces tempérées vers le nord. Quant aux espèces xériques, elles ont commencé à gagner de l'altitude. Il est intéressant d'évaluer cette condition de déplacement des espèces pour comprendre s'il

s'agit d'un processus de dynamique naturelle de la végétation et de la recolonisation ou s'il s'agit en effet d'un impact dû au changement de températures.

5.- Quel est le rôle de la biodiversité dans la réduction des impacts du changement climatique ?

Les écosystèmes les plus diversifiés réagissent mieux aux changements climatiques ou à d'autres perturbations et c'est pour cela que la biodiversité a une fonction très importante dans l'étalement des risques et des effets négatifs des impacts occasionnés par le changement climatique. De telle façon que la conservation de la biodiversité prend encore plus d'importance non seulement pour garantir la stabilité des écosystèmes mais aussi pour garantir que les impacts du changement climatique soient moins graves sur les populations humaines.

En somme, il est considéré qu'à partir des éléments de réflexion acquis dans cette première partie du travail, ont été clarifiées et formalisés les bases nécessaires afin d'entrer dans l'étude concernant l'évolution historique et prospective de l'occupation du sol des Alpes-Maritimes, qui, postérieurement, sera utilisée pour étudier l'exposition des écosystèmes et de la biodiversité face à la dynamique du territoire et du paysage.

**Chapitre 2. Trajectoires évolutives d'utilisation du sol et
projection de la transformation future du territoire et du
paysage: « Le cas des Alpes-Maritimes »**

Chapitre 2. Trajectoires évolutives d'utilisation du sol et projection de la transformation future du territoire et du paysage: « Le cas des Alpes-Maritimes » 58

1. Aire d'étude et données utilisées	58
1.1. Présentation de l'aire d'étude	58
1.2. Données utilisées pour l'évaluation de l'urbanisation et la reconstitution des trajectoires évolutives de la transformation territoriale	61
1.3. Données de référence pour la validation des résultats	63
2. Méthodologie pour l'extraction d'information relative à l'utilisation du sol de 1975 à 2011 à partir d'images satellitaires	64
2.1. Interprétation des résultats de la classification	67
2.2. Suivi de l'évolution de l'utilisation du sol entre 1975 et 2011	69
2.3. Analyse de la transformation territoriale entre 1975 et 2011	73
3. Simulation dynamique de la transformation territoriale future	100
3.1. Choix d'une méthode et d'un modèle de simulation	106
3.2. Identification des règles de transition spatiale	106
3.3. Construction des scénarios	110
3.3.1. Scénarios d'exploration	112
3.3.2. Etalonnage du modèle de simulation	116
3.3.3. Construction des scénarios de simulation	121
3.3.4. Scénario 2025	124
3.3.5. Scénario 2050	125
3.3.6. Scénario 2100	127
3.3.7. Validation du modèle de simulation	128
4. Conclusions du chapitre 2	133

Chapitre 2. Trajectoires évolutives d'utilisation du sol et projection de la transformation future du territoire et du paysage: « Le cas des Alpes-Maritimes »

1. Aire d'étude et données utilisées

Le deuxième chapitre de ce travail est destiné à l'étude et à la reconstitution des trajectoires évolutives des changements d'utilisation du sol entre 1975 et 2011 ainsi qu'à l'identification des patrons spatiaux et territoriaux qui expliquent les changements. Cette information est utilisée pour identifier et interpréter les règles de transition spatiale qui permettent la simulation prospective de la transformation future du territoire pour 2025, 2050 et 2100.

Tout d'abord l'analyse historique de l'utilisation du sol permet de définir la dynamique de l'artificialisation du territoire et en même temps permet de mieux comprendre les facteurs qui sont à l'origine de la transformation territoriale.

Dans cette partie du travail sera exposée la démarche méthodologique pour l'extraction d'information relative à l'utilisation du sol de 1975 à 2011 à partir d'images satellitaires. Ensuite sera exposée la méthode pour utiliser cette information afin d'identifier les règles de transition spatiale sur deux périodes : 1975-1990 et 1990-2011. Une fois interprétée l'information obtenue à partir des règles de transition spatiale, sera présentée et décrite la méthode pour simuler la transformation territoriale possible pour trois scénarios prospectifs : 2025, 2050 et 2100.

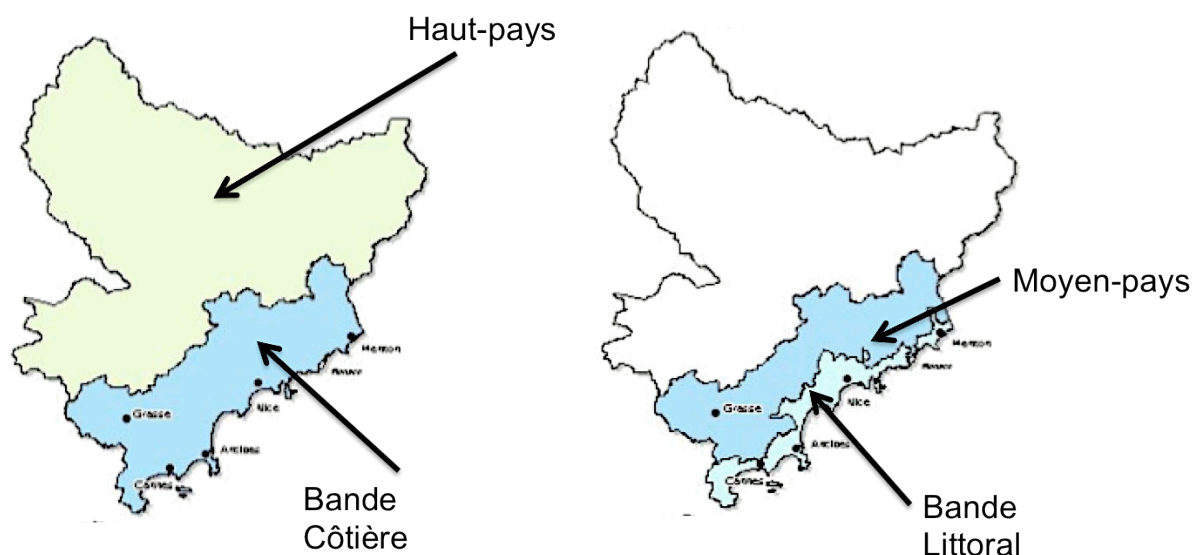
Les questions abordées dans cette partie sont les suivantes :

- Est-il possible de projeter la transformation du territoire à partir des règles de transition extraites du comportement historique d'utilisation du sol ?
- Dans quelle mesure la géomorphologie limite l'artificialisation du territoire?
- Quelle est l'influence des voies de communication sur le changement?
- Quel est le niveau de dispersion des changements?
- La dispersion augmente-t-elle de la même manière à travers le territoire?

1.1. Présentation de l'aire d'étude

La zone d'étude couvre l'ensemble du département des Alpes-Maritimes. Elle est située dans le sud-est de la France au niveau de la côte méditerranéenne. Le département occupe une superficie approximative de 429 378 hectares. Avec une forme triangulaire, le département occupe une surface de 85 km d'est en ouest et de 100 km du nord au sud. Actuellement, il est composé de 163 communes et de 52 cantons. Le département a un total de 21561.94 km de routes.

Zonage et découpage géographique et territorial des Alpes-Maritimes



Graphique 10 : Zonage et découpage géographique et territorial des Alpes-Maritimes

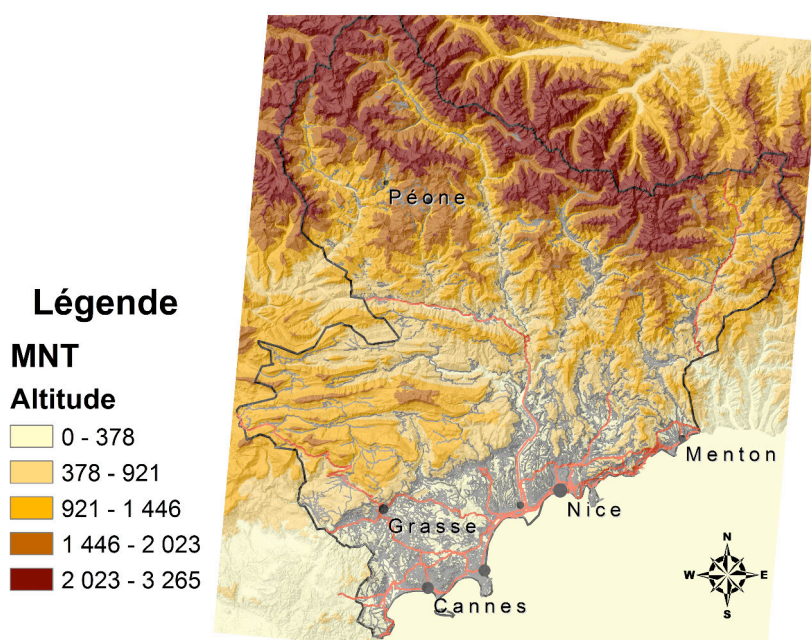
Source : DTA des Alpes-Maritimes (2003)

La Bande Côtière représente le quart de la superficie du département. Dans la Bande Côtière peuvent également se distinguer le littoral et le moyen-pays. La plus grande partie de la surface du département est occupée par le haut-pays. Ces “découpages” territoriaux seront très utiles dans la partie d’analyses afin de faire la distinction entre les différents processus de transformation territoriale dans un contexte spatial qui est facilement compréhensible pour le lecteur.

Topographie

Le département des Alpes Maritimes est caractérisé par une topographie assez complexe et diverse. L’altitude minimale correspond au niveau de la mer, et la maximale est de 3,084 mètres au-dessus du niveau de la mer, ce qui représente un gradient altitudinal important et une grande diversité du paysage. Les zones les plus basses sont en effet celles qui sont les plus proches de la bande littorale et les plus hautes correspondent aux zones de montagne.

Les variations altitudinales sont à l'origine d'une forte diversité d'écosystèmes et de conditions écologiques.

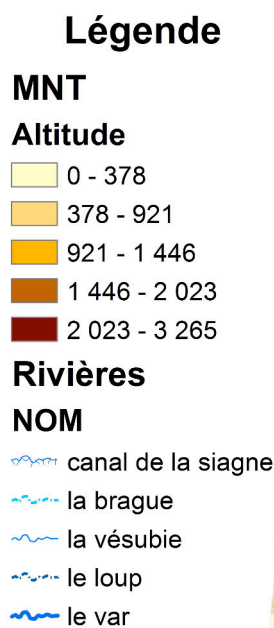


Graphique 11 : Hypsométrie des Alpes maritimes (MNT IGN, 2009)

Sur le graphique, il est possible de constater les très importantes différences altitudinales du territoire maralpin. Les variations d'altitude provoquent des variations thermiques et pluviométriques qui donnent lieu aux étages biogéographiques et bioclimatiques.

Hydrologie superficielle

Dans le département les cours d'eau sont de deux sortes : ceux qui possèdent leur source dans la haute montagne (Var avec ses affluents Cians, Tinée, Vésubie, et Roya) et ceux qui naissent à une altitude moindre, dans les Préalpes (Esteron, affluent du Var, et Paillon, Cagne, Brague, Loup, Siagne, fleuves côtiers). Les premiers sont largement influencés par les pluies d'automne et la fonte des neiges au printemps ; le débit des eaux atteint alors sa valeur maximale. Les seconds ont un régime commandé par les pluies ; cependant, alors que les autres rivières de ce deuxième groupe connaissent en été un assèchement à peu près total, le Loup et la Siagne ont un bon débit en toute saison, grâce à la présence de couches imperméables qui permettent la circulation souterraine des eaux et leur résurgence (*Inventaire forestier départemental Alpes-Maritimes III^e inventaire, 2002*).



Graphique 12 : Hydrologie superficielle

Sur cette carte il est possible d'apprécier la complexité de l'hydrologie superficielle du département, résultat d'une forte complexité topographique et géomorphologique.

1.2. Données utilisées pour l'évaluation de l'urbanisation et la reconstitution des trajectoires évolutives de la transformation territoriale

L'étude de la dynamique de la couverture et de l'utilisation du sol nécessite de recourir à différents ensembles de données complémentaires. Ces données sont de différente nature et concernent :

- Des images satellitales qu'il faut traiter pour extraire des informations pertinentes ;
- Des données dont le contenu est directement interprétable et intégrable dans un Système d'Information Géographique (SIG). Ces données sont sous les formes suivantes :
 - o Des fichiers raster (format image, pixels ou grids) ;
 - o Des fichiers vecteurs (points, lignes, polygones).

Ces données spatialisées sont présentées ci-après avec les traitements associés pour extraire et/ou générer une information pertinente sur l'occupation du sol. L'identification de la dynamique d'occupation et d'utilisation du sol provient ensuite de l'interprétation et de la comparaison des situations à différentes périodes. Il s'agit dans ce cas de détecter des changements spatiaux entre les années 1975, 1990 et 2011.

Données générales

La BD TOPO® V2 de l'IGN (Institut Géographique National) sert de référence pour la localisation de l'information thématique relative aux problématiques d'aménagement, d'environnement ou d'urbanisme. La BD TOPO® contient une description vectorielle des éléments du territoire et de ses infrastructures, de précision métrique, exploitable à des échelles allant du 1 : 5 000 au 1 : 50 000.

Elle correspond aux thématiques suivantes:

- **Le réseau routier**

Le réseau routier comprend le réseau de voies de communication dans son intégralité (revêtu ou non), le réseau « adressé » c'est-à-dire une sélection des tronçons possédant un nom de rue, une sélection de chemins et sentiers, et une description du réseau revêtu selon son importance (hiérarchisation du réseau). Ce thème comprend également les toponymes se rapportant au réseau routier.

- **Le réseau ferré**

Le réseau ferroviaire : les voies, aires de triage, téléphériques et autres transports par câble, les gares et les toponymes se rapportant au réseau ferré.

- **Le réseau électrique**

Le réseau de transport d'énergie : haute et très haute tension, et les conduites utilisées pour le transport de matière première.

- **Le réseau hydrographique**

Le réseau hydrographique : les cours d'eau, les surfaces d'eau, les réservoirs et autres points d'eau. Ce thème comprend également les hydronymes.

- **Les bâtiments**

Les bâtiments (indifférenciés, industriels et remarquables) et autres constructions.

- **Les zones et points d'intérêt ou d'activité**

Les points d'activité ou d'intérêt (PAI), qui localisent des bâtiments ou sites ayant des caractères particuliers (administratif, religieux, sportif...).

- **La toponymie**

Les toponymes de lieux dits.

La BD TOPO® est utilisée ici comme moyen d'aide à la photo-interprétation des images satellitaires présentées ci-après.

Données utilisées pour le suivi et l'évaluation de l'évolution de l'urbanisation et la reconstitution des trajectoires évolutives des changements d'utilisation du sol entre 1975 et 2011

Pour cette partie du travail les sources d'information utilisées sont fournies par trois scènes satellitaires du capteur LANDSAT.

Le capteur LANDSAT produit une grande série temporelle d'images satellitaires de couverture mondiale avec des caractéristiques spectrales et spatiales appropriées pour la détection des changements de couverture du sol et des changements de végétation. Les scènes sont référencées à la surface de la terre à partir d'une grille *Path* (orbite approximative du satellite) et *Row* (centre nominal de la scène ou image) nommée Système de référence mondiale (WRS).

Pour ce travail les scènes utilisées correspondent au p195r29 et p195r30 selon le WRS pour les dates 1975, 1990 et 2011.

DESCRIPTION des images landsat pour les différentes années sélectionnées : résolutions spatiales, spectrales, temporelles.

1.3. Données de référence pour la validation des résultats

Les données de référence utilisées afin de valider les résultats et produits cartographiques pour le suivi de l'artificialisation et la dynamique urbaine dans le territoire d'étude sont les suivantes :

CORINE Land Cover

La base de données géographique CORINE Land Cover, dite CLC, est produite dans le cadre du programme européen de coordination de l'information sur l'environnement CORINE (Ministère de l'Ecologie, du Développement Durable et de l'Energie).

Cet inventaire biophysique de l'occupation des terres fournit une information géographique de référence pour 38 états européens. La continuité du programme et la diffusion des données CORINE Land Cover sont pilotées par l'Agence européenne pour l'environnement. Le producteur pour la France est le Service de l'observation et des statistiques du ministère chargé de l'environnement. CORINE Land Cover est issue de l'interprétation visuelle d'images satellitaires, avec des données complémentaires d'appui. L'échelle de production est le 1/100 000. Il existe 3 millésimes de la base CORINE Land Cover en Europe : 1990, 2000 et 2006. La surface de la plus petite unité cartographiée (seuil de description) est de 25 hectares.

Plan Local d'Urbanisme (PLU)

Le POSPLU06 est une simplification, une agrégation et une homogénéisation des POS (plan d'occupation des sols) et des PLU sur l'ensemble du département avec un niveau de précision « cartographique au 1/25 000e » pour le département. Cette donnée s'insère dans la donnée régionale maintenue par la DRE Paca.

Le Plan Local d'Urbanisme (PLU) a été institué par la Loi relative à la Solidarité et au Renouvellement Urbains (SRU) du 13 décembre 2000. Il remplace le Plan d'Occupation des Sols (POS). Plus ambitieux que le POS, le PLU est un document opérationnel et stratégique. En effet, au-delà du seul droit des sols, il définit le projet global d'aménagement de la commune dans un souci de développement durable. (Direction de la Communication - Ville de Cholet - Communauté d'Agglomération du Choletais, 2006).

2. Méthodologie pour l'extraction d'information relative à l'utilisation du sol de 1975 à 2011 à partir d'images satellitaires

Cette partie du travail est consacrée à l'identification et à la reconstitution des trajectoires évolutives d'occupation et changements d'utilisation des sols. Pour remplir cet objectif il est nécessaire d'abord d'avoir une thématique d'utilisation du sol comparable et qui représente l'utilisation du sol entre 1975 et 2011. Bien que l'information soit disponible pour 1990, 2000 et 2006, nous considérons que le travail demande d'évaluer le comportement historique encore plus loin dans le temps pour pouvoir bien comprendre les processus d'artificialisation historiques. C'est pour cette raison que l'évaluation et le suivi de l'évolution de l'artificialisation seront réalisés à partir de la photo-interprétation et de la classification orientée à objet des images satellitaires Landsat de 1975 à 2011.

Démarche méthodologique pour l'extraction d'information relative à l'utilisation du sol de 1975 à 2011 à partir des images satellitaires.

Les traitements appliqués aux images Landsat se rattachent aux méthodes classiques utilisées en géomatique pour l'analyse des images satellitaires et concernent en premier lieu des prétraitements pour « *corriger* » les erreurs et les déformations de l'imageur, puis l'utilisation d'algorithmes combinant différents canaux pour identifier les structures d'occupation et d'utilisation du sol (Bonn et Rochon, 1996 ; Girard et Girard, 1999).

Prétraitement des données

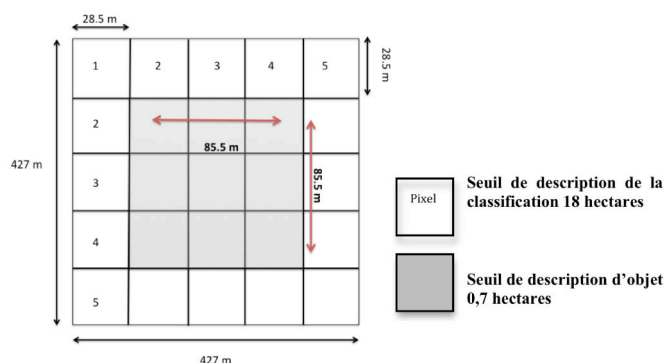
Les images Satellitaires Landsat ont été traitées dans un premier temps afin de corriger les différences radiométriques provoquées par les changements dans la qualité des images ou par les différentes caractéristiques des senseurs entre les dates d'obtention des images. La correction radiométrique a été appliquée à partir de l'opérateur « *Stretch* » du logiciel IDRISI SELVA. Elle a été appliquée à l'ensemble des bandes de chaque scène avec 2.5% de saturation linéaire pour minimiser les différences radiométriques. Cette procédure réalise une standardisation et une concentration des valeurs extrêmes des bandes spectrales.

Ensuite le prétraitement des images satellitaires consiste à faire la fusion des images qui correspondent à la même date et au même « *path* », mais à différents « *rows* », pour obtenir une seule image de l'ensemble du département pour chaque bande spectrale. Cette procédure s'appelle « *MOSAIC* ».

Classifications de l'occupation des sols à partir d'une méthode orientée-objet basée sur la segmentation des images satellitaires

Les méthodes traditionnelles de classification sont basées sur les pixels et leurs valeurs spectrales individuelles. La classification basée sur la segmentation est différente étant donné que la celle-ci définit des pixels homogènes sur des segments spectralement similaires de l'image. Cela permet de regrouper dans la classification des objets (segments) la texture, la forme, la taille, etc., par conséquent la qualité de la classification est aussi plus importante et plus précise.

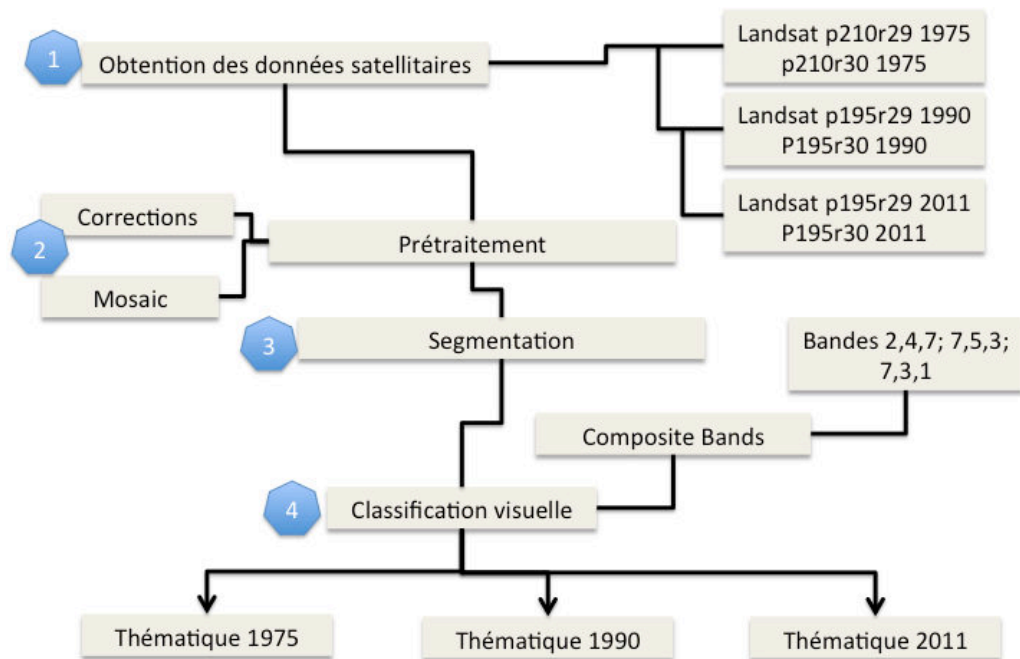
Une fois que l'image de chaque date a été segmentée, ont été réalisées différentes compositions de couleurs à partir de la combinaison des bandes spectrales des images avec l'opérateur « *composite bands* » pour avoir une base d'images afin d'établir la classification des objets de façon visuelle selon les procédures de photo-interprétation. La classification considère les zones artificielles, les zones naturelles, l'agriculture et les zones aquatiques pour chacune des dates. La surface de la plus petite unité cartographiée (seuil de description) de la classification des thématiques d'utilisation du sol est de 18 hectares (427 m de côté). Le seuil de description du plus petit objet identifié de la segmentation de l'image est 0,7 hectares (85,5 m de côté).



Graphique 12.1. : Résolution spatiale de classification des thématiques d'occupation du sol

Les thématiques d'occupation du sol élaborées ont un niveau de précision de segmentation très détaillé, cependant, l'objectif est d'avoir une série d'informations comparable en termes spatiaux à celle de Corine Land Cover (1990-2006), mais couvrant une période plus longue. Notre objectif ici n'est pas de faire une thématique plus précise de celle de Corine Land Cover, même si l'information obtenue est plus précise (18 hectares en lieu de 25 pour CLC), car cela représenterait un investissement trop important en termes de temps à l'égard des objectifs de notre recherche et à l'échelle d'étude. C'est pour cette raison que la classification réalisée par photo-interprétation a été élaborée à 427m de côté et n'a pas été plus détaillée.

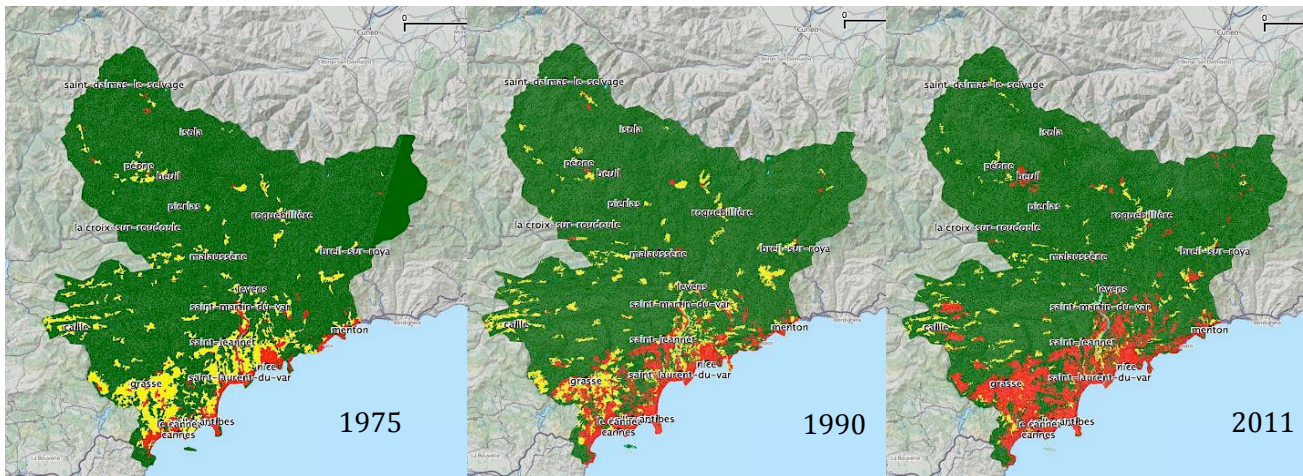
Résumé méthodologique pour l'extraction d'information relative à l'utilisation du sol de 1975 à 2011 à partir des images satellitaires :



Graphique 13: Schéma méthodologique pour l'obtention des thématiques d'occupation du sol entre 1975 et 2011

2.1. Interprétation des résultats de la classification

La figure XX présente les cartes issues de classification des images de 1975, 1990 et 2011 pour lesquelles apparaissent quatre classes : les zones agricoles (en jaune), les zones aquatiques (en bleu), les zones naturels (en vert) et les zones artificielles (en rouge).



Graphique 14 : Evolution de l'occupation du sol entre 1975 et 2011

Les thématiques obtenues ont été validées avec l'information de Corine Land Cover 1990 et l'information du PLU 2011 pour s'assurer qu'il n'y a pas d'incohérences ou de différences très notables sur la distribution spatiale des classes d'occupation du sol considérées. L'information de 1975 n'a pas pu être validée car aucune information n'est disponible pour cette date.

1975

Classe 1 : zones agricoles : Elles sont réparties essentiellement sur les collines (bande côtière) et certaines parties du haut-pays (distance à la mer et hauteur moyenne).

A proximité du moyen-pays elles sont assez compactes et de façon plus dispersée dans le haut-pays au nord du département. Les zones agricoles sont plutôt bien agrégées dans les collines, surtout pour toute la moitié Ouest du département. Dans la moitié Est du département, il y a assez peu de structures agricoles.

Classe 2 : zones aquatiques : Elles sont non identifiables à l'échelle de la carte dans la plupart des cas. Néanmoins il est possible d'identifier que les plus représentatives n'ont pas considérablement changé entre les périodes d'analyses, et cela est surtout évident dans les tableaux d'évaluation des surfaces qui sont présentés postérieurement dans ce document.

Classe 3 : zones naturelles. La majeure partie du territoire est en zone naturelle. Ces zones naturelles concernent essentiellement les collines, montagnes et hautes montagnes et quelques zones proches du littoral, notamment celles qui sont dans le moyen-pays.

Classe 4 : zones artificielles : Elles correspondent à l'habitat urbain et aux infrastructures. Elles sont essentiellement réparties sur la bande côtière (notamment le littoral) avec des centre-ville et autour des centre-ville (Nice, Cannes, Saint-Laurent du var, Menton) et le long de la vallée du Var jusqu'au Plan-du-Var). D'autres secteurs du moyen-pays présentent une urbanisation assez dense mais ne présentent pas une continuité importante. Dans la partie correspondant au haut-pays les zones artificielles sont presque inexistantes.

Un aspect important de cette période est que l'urbanisation était déjà très importante sur le littoral et sur la bande côtière. A proximité des zones artificielles se trouvent les zones agricoles avec un niveau de compacité très importante notamment sur la bande côtière.

1990

Classe 1 : zones agricoles : Cette période a connu une perte des surfaces agricoles au profit des zones artificielles sur la bande côtière et plus particulièrement sur le littoral. Dans la plupart des zones agricoles de l'intérieur du département (haut-pays) les changements régressifs sont minimaux. On constate également du fait d'un mouvement d'abandon des activités agricoles l'effet de la reconquête du milieu naturel sur les parcelles agricoles (haut-pays).

Classe 3 : zones naturelles : Elles semblent avoir un peu diminué par rapport aux zones agricoles et aux zones artificielles mais de façon mineure.

Classe 4 : zones artificielles : On constate une densification de l'urbanisation continue le long de la bande côtière. Une continuité est en train de s'établir entre ces zones artificielles du moyen pays et le littoral. Cette augmentation de zones artificielles est également constatée dans les vallées (moyen-pays).

On constate aussi une tendance nette de colonisation des zones agricoles par les zones artificielles entre 1975 et 1990. Un autre aspect important à souligner est que les zones agricoles sont beaucoup plus fragmentées qu'en 1975.

2011

Classe 1 : zones agricoles : L'agriculture est relictuelle sur la frange littorale. Il reste des zones d'agriculture dans le moyen et haut pays. Cette perte est due à la progression des zones artificielles.

Classe 3 : zones naturelles : Une partie d'entre elles semble être également affectée par la progression des zones artificielles, notamment en raison de la pression anthropique qui, faute de pouvoir coloniser les zones agricoles moins présentes que par le passé, colonise les zones naturelles. Les zones naturelles les plus affectées correspondent aux zones du haut-pays.

Classe 4 : zones artificielles : Elles ont colonisé la majeure partie des zones agricoles sur la bande côtière et le littoral. On observe une ré-densification des zones artificielles sur la frange littorale et un phénomène de conurbation. Pour l'instant, sur cette même frange, la progression des zones artificielles suit principalement les limites des anciennes zones agricoles. En grande majorité, elles ne se sont pas encore étendues au-delà. Ce même constat peut être dressé dans le haut-pays avec la particularité d'une conquête de certains espaces naturels par une artificialisation. Cette urbanisation se poursuit sur les collines et à l'intérieur des vallées. (Sospel, Fontan, Saorge, vallée du Var).

Conclusion :

Depuis 1975, on a constaté que les zones agricoles ont été particulièrement affectées par la dynamique d'artificialisation du territoire, principalement sur toute la bande côtière et la frange littorale et plus récemment, dans le haut-pays.

L'artificialisation s'est faite progressivement à partir des centres déjà densément urbanisés et s'est étendue autour de ces centres. Du fait de cette progression, ces centres ont fini par être reliés les uns aux autres en colonisant les zones agricoles situées dans les vallées et sur les coteaux et les collines.

Les zones naturelles ont subi assez peu de transition. Elles ont commencé à être affectées par les zones artificielles seulement depuis les vingt dernières années.

De ces résultats préliminaires peuvent être avancées les deux hypothèses suivantes sur les tendances prochaines de la dynamique des zones artificielles :

Hypothèse 1 : compte tenu de la colonisation de la quasi-totalité des zones agricoles, la progression des zones artificielles ne pourra s'effectuer désormais que sur des zones naturelles.

Hypothèse 2 : L'artificialisation des zones naturelles se fera selon certaines conditions géomorphologiques (terrains les plus accessibles).

2.2. Suivi de l'évolution de l'utilisation du sol entre 1975 et 2011.

Le changement est une caractéristique dans les systèmes naturels qui peut lui-même adopter plusieurs formes et niveaux. Il est possible d'observer différents facteurs de changement du paysage, tels que les processus de perturbations naturelles et les processus de perturbations provoquées par les activités anthropiques (Forman *et al*, 1995 ; Burel et Baudry, 2002 ; Farina, 2011).

Les paysages évoluent même s'ils sont peu transformés par les activités humaines (dans ce cas les évolutions sont moins tangibles) et répondent à des fluctuations de températures, précipitations, incendies, inondations etc. (Burel et Baudry, 2002). Ces évolutions provoquent divers processus générateurs d'hétérogénéité spatiale, et c'est la raison pour laquelle la dynamique du paysage est un élément constitutif de l'évolution de la biodiversité selon l'intensité du phénomène.

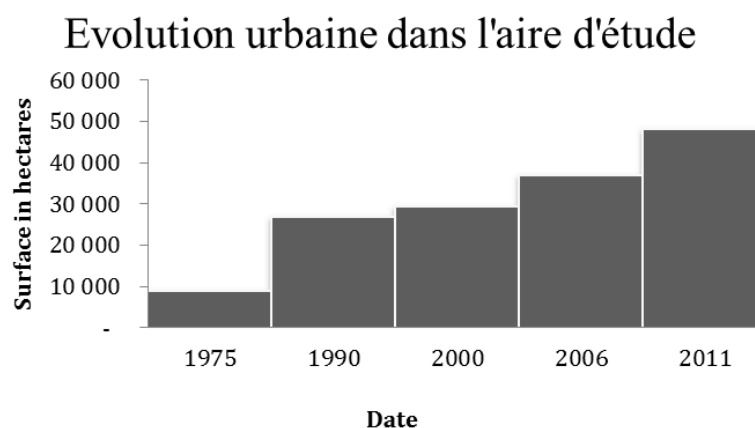
On appelle dynamique du paysage le phénomène qui résulte des relations entre divers processus aussi bien naturels qu'anthropiques dans une unité territoriale. Depuis le début de la civilisation, le paysage a été fortement modifié par l'action de l'homme, ce qui a provoqué une évolution de ses composants biotiques. Ces modifications ont été à l'origine d'un grand nombre de processus qui aujourd'hui maintiennent l'hétérogénéité de l'espace dans lequel convergent les processus naturels et notre société.

L'urbanisation participe à cette dynamique du paysage. Il s'agit d'un processus en perpétuelle dynamique et en croissance constante, car elle est influencée par les différents agents sociaux et économiques. En même temps, ce processus provoque de grands bouleversements dans la dynamique des systèmes naturels, limitant de plus en plus les différents habitats de qualité pour la vie sauvage et augmentant donc les risques d'érosion et de perte de la biodiversité.

« Le constat sur le territoire du département est celui d'une croissance remarquable mais insuffisamment maîtrisée, source de nombreux dysfonctionnements » (DDE-SAET-CT-SIG. L'essentiel de la DTA 06 - Novembre 2008).

Selon Burnouf, Bravard et Chouquer (1997), le département des Alpes Maritimes est un exemple patent de hautes concentrations de pression urbaine. Les atouts naturels, paysagers et culturels du territoire maralpin, l'attractivité du climat (très apprécié par les européens) et la mer, sont des éléments qui depuis les années 70 ont provoqué une forte dynamique urbaine sur le département azuréen. A la fois très impacté par les activités anthropiques, le département des Alpes-Maritimes possède des milieux naturels remarquables et diversifiés qui méritent au moins d'être étudiés d'un point de vue écologique. Par ailleurs le territoire est un espace fortement contraint par le relief et les risques naturels. (DTA, 2008).

En raison des pressions accrues sur l'ensemble du territoire disponible, la bande côtière a commencé à être fortement urbanisée à partir des années 70 et elle est aujourd'hui complètement urbanisée. De 1970 à 2000, la population n'a cru que d'un tiers au regard d'une tache urbaine qui a plus que doublé ; la bande côtière a ainsi été le réceptacle d'une urbanisation extensive et peu respectueuse des contraintes environnementales. (DTA, 2008).



Graphique 15 : Evolution de la superficie urbaine

Cette figure a été obtenue à partir de la comparaison des données relatives aux surfaces des zones artificielles de 1975 obtenues de la photo-interprétation des images Landsat 1975. Elles ont ensuite été comparées avec la surface des zones artificielles de 1990 et 2011, dont les données ont aussi été obtenues à partir de la photo-interprétation des images Landsat 1990 et 2011 et validées avec l'information de Corine Land Cover 1990 et l'information du PLU 2011. L'information de 1975 n'a pas pu être validée car aucune information n'a été trouvée pour cette date en raison de pertes d'une partie des archives du territoire des Alpes-Maritimes lors de l'inondation de 1994 dans la vallée du Var.

D'après le graphique, il est possible de constater que l'urbanisation a connu un fort développement à partir des années 70, et que la tendance continue.

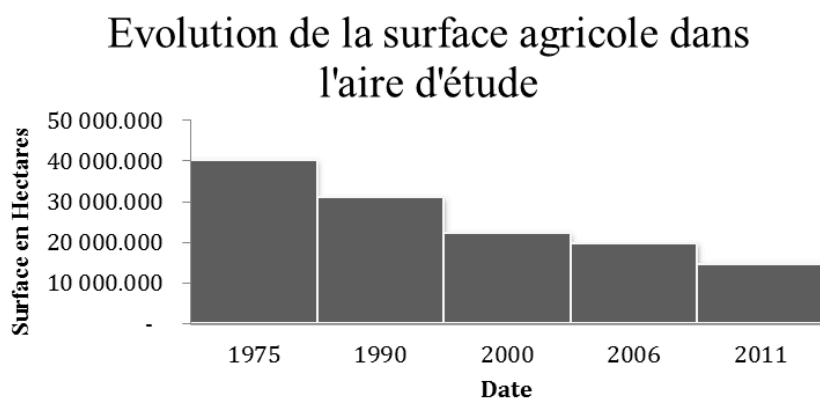
L'urbanisation a provoqué depuis 1975 la transformation du paysage des Alpes-Maritimes et celle-ci a provoqué un taux d'artificialisation de 3,7%, ce qui correspond à environ 33,000 hectares tous les 36 ans. Néanmoins la plus intense période d'artificialisation a été de 1975 à 1990 avec une artificialisation d'autour de 15,000 hectares et la perte d'environ 9,000 hectares d'agriculture et de 6,000 hectares de zones naturelles et semi-naturelles (informations obtenues d'après les analyses présentées et décrites ci-dessus).

Il est possible d'observer une claire tendance de réduction des zones agricoles, face aux pressions d'urbanisation ; tendance qui a été constante pendant les dernières années dans le département.

L'urbanisation a notamment provoqué la transformation du paysage au profit des surfaces agricoles. Cette transformation a été la constante depuis 1975 jusqu'à 2011 et cela sera démontré à travers les données suivantes.

A priori cette tendance n'est pas favorable en termes de conservation de la biodiversité étant donné qu'une diminution des zones agricoles a deux aspects négatifs :

- 1.- La réduction systématique des zones agricoles provoque une réduction potentielle de la connexion des éléments de l'habitat favorable aux espèces végétales et animales.
- 2.- Les zones agricoles ont un effet *tampon* (ou *Buffer*) entre les zones artificielles ou urbanisées et les zones naturelles et semi naturelles, de telle façon qu'une diminution des zones agricoles rend vulnérable les zones naturelles aux changements d'utilisation de sol.

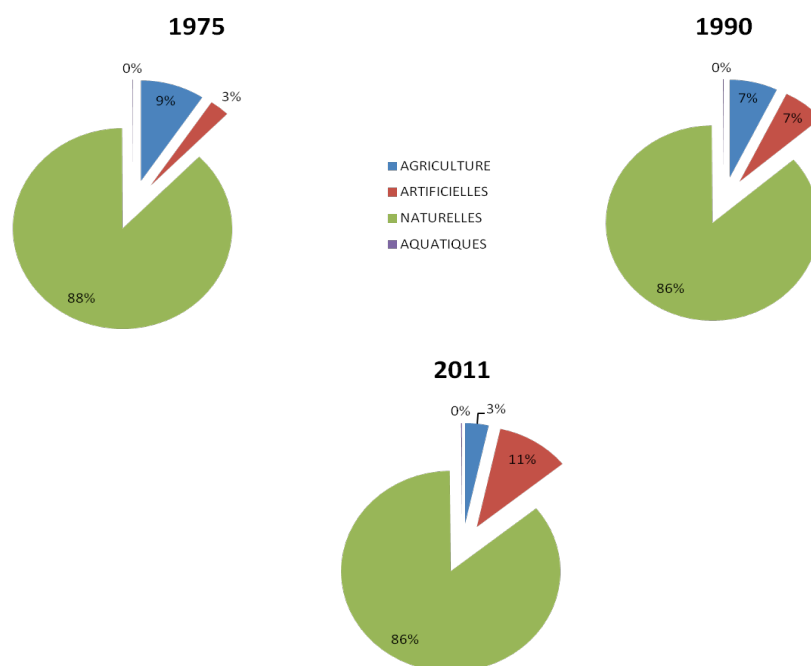


Graphique 16 : Evolution de la surface agricole

Cette figure a été élaborée à partir de la comparaison des données relatives aux surfaces des zones agricoles de 1975 obtenues de la photo-interprétation des images Landsat 1975. Elles ont ensuite été comparées avec la surface des zones agricoles de 1990 et 2011 dont les données ont aussi été obtenues à partir de la photo-interprétation des images Landsat 1990 et 2011 et validées avec l'information de Corine Land Cover 1990 et l'information du PLU 2011..

Selon l'information du graphique antérieur il est possible de constater que la tendance du changement d'utilisation du sol agricole à urbain continue.

En terme général la dynamique du paysage se résume selon le graphique suivant :



Graphique 17 : Evolution de la dynamique du paysage
Source : Elaboration à partir de la photo-interprétation des images landsat (1975,1990 et 2011)

Il est possible de constater que les zones agricoles disponibles ou susceptibles d'être urbanisées ont été vulnérables face aux pressions d'urbanisation.

Il est donc possible d'identifier un comportement de changement systématique sur les zones agricoles occasionné par les pressions urbaines.

2.3. Analyse de la transformation territoriale entre 1975 et 2011

Evaluation et reconstitution des trajectoires évolutives de la transformation du paysage des 40 dernières années dans les Alpes Maritimes

L'évaluation des changements d'utilisation du sol entre 1975 et 1990 et entre 1990 et 2011 a été réalisée dans le but de comprendre les processus de transformation du paysage des Alpes- Maritimes et de pouvoir ainsi identifier les tendances les plus probables et les processus causaux à l'origine des différentes transitions spatiales du territoire.

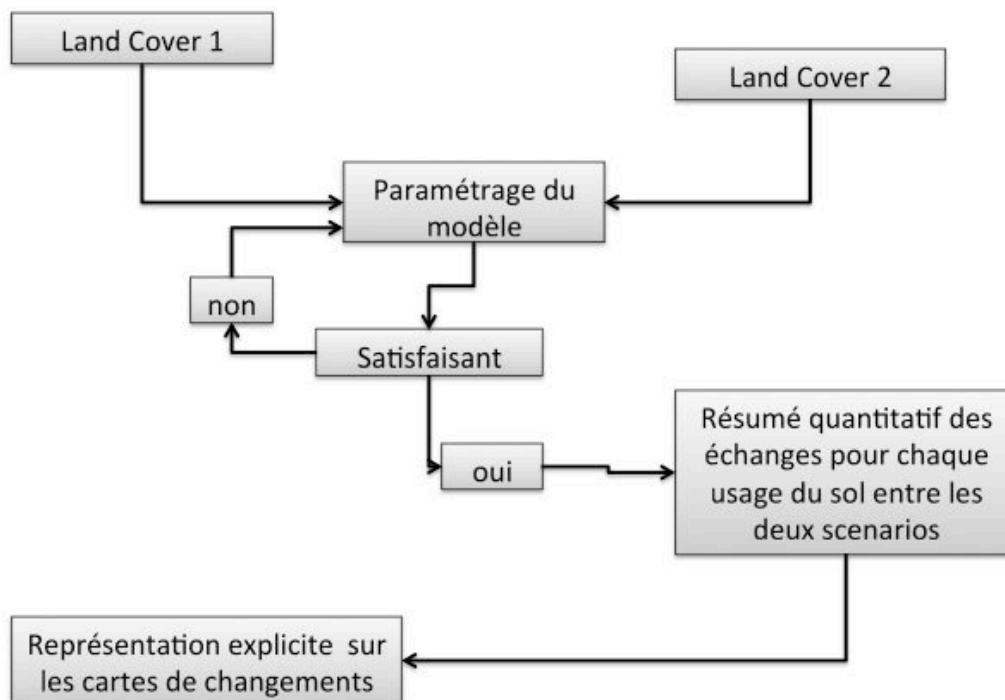
En général l'étude de la dynamique du changement d'utilisation du sol se fonde sur le croisement de catégories de deux images temporelles différentes. Si la classification des deux images est identique, il est possible d'obtenir une matrice de transformation grâce à laquelle est obtenue une information faisant référence aux changements ayant eu lieu entre les deux dates. (*Gomez Delgado et Rodriguez Espinoza, 2012*).

Pour la catégorie résultante il est possible d'identifier les magnitudes des changements, les transformations ainsi que les pertes et les gains subis par chaque catégorie en réponse aux processus de transformation territoriale.

Dans les résultats d'analyse, peuvent être obtenus les paramètres suivants:

- Les gains, exprimés comme la différence en termes de croissance de la superficie d'une catégorie déterminée entre la date initiale et la date finale de l'analyse.
- Les pertes, exprimées dans le sens opposé à ce qui précède, c'est à dire la différence en termes de régression ou de diminution de la superficie d'une catégorie déterminée entre la date initiale et la date finale de l'analyse.
- Le changement net, exprimé comme la valeur absolue de la différence des pertes et gains de chaque catégorie.

L'analyse spatiale se fonde sur l'identification des changements entre les composants spatiaux et structuraux du paysage et sur la représentation des processus spatio-temporels, réalisée à partir de la cartographie représentant les usages du sol pendant la période 1975-2011. Une matrice des transitions a été réalisée afin de comprendre la dynamique des changements pour chaque classe d'utilisation du sol.



Graphique 18 : Diagramme du processus pour la reconstitution des trajectoires évolutives de la transformation du paysage

L'analyse des changements d'utilisation du sol pour les deux périodes (1975-1990 et 1990-2011) prend en compte les paramètres suivants:

- la superficie de changement par catégorie, exprimée en hectares ou en cellules, de sorte que cette information puisse s'intégrer dans le modèle de simulation à partir d'automates cellulaires ;
- la trajectoire qui représente la direction du changement d'une catégorie vers une autre, par exemple "naturelle à agricole" ou "agricole à urbaine".
- Le patron spatial des changements pour chaque période, de manière à ce qu'il permette d'identifier des tendances et des règles spatiales de transition et de transformation territoriale.

Les patrons morphologiques primaires d'occupation du sol (*Gomez Delgado et Rodriguez Espinoza*, 2012), sont les suivants:

- agrégé: correspond aux formes de croissance urbaine traditionnelle adjacente au noyau consolidé. Ce patron est caractéristique du processus de compactation ;
- linéaire: identifie toutes les formes d'occupation du sol qui ont tendance de manière préférentielle à occuper les espaces environnants aux voies de communication ;
- nodal: explique l'occupation du sol qui se présente près des principaux nœuds de communication (croisements de routes, nœuds d'infrastructures linéaires, etc) ;
- dispersé: il s'agit principalement de points isolés de centres de peuplements, d'infrastructures ou de nœuds de communication et généralement loin des centres urbains consolidés (comportement aléatoire).

De plus, a été évaluée la distance de chaque changement par rapport aux routes et centres de population dans le but de mesurer la possible influence de ces éléments sur les changements. En dernier lieu, a été évalué le lien entre la transformation du territoire et la dissection verticale (c'est un facteur morphométrique qui décrit l'amplitude du relief. Une partie du travail est consacrée à sa description, qui sera présentée postérieurement à partir de la page 87). Il a été constaté que la dissection verticale est un facteur lié au nombre de changements générés et à la trajectoire dans le but d'identifier les possibles restrictions de la croissance d'urbanisation dues à la structure géomorphologique.

Evaluation des changements de l'utilisation du sol pendant la période 1975 – 1990 et 1990 – 2011

Dans un premier temps il s'agit de comprendre les différentes trajectoires des changements d'utilisation du sol entre 1975-1990 et 1990-2011. L'identification des trajectoires nous permettra de répondre à la question suivante :

Quels sont les caractéristiques et les patrons de changement dans les Alpes-Maritimes?

Période 1975-1990

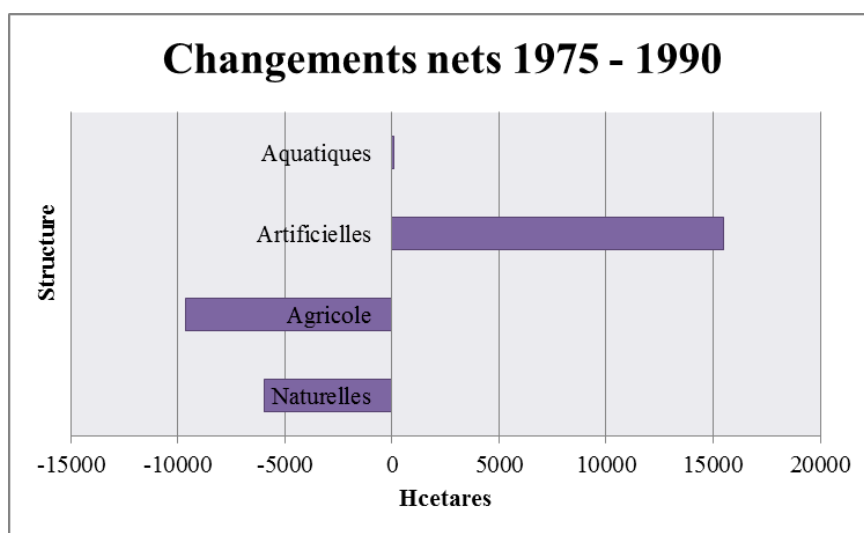
La période 1975 – 1990 est marquée par un changement notable dans les formes d'occupation du sol des Alpes-Maritimes, possible à observer à partir du changement subi par les superficies agricoles, qui, face aux pressions de l'urbanisation se sont vues transformées, surtout dans les environs de la bande littorale du département. Cependant ont eu lieu d'autres changements importants de ces zones agricoles vers des zones naturelles ou semi naturelles pouvant s'expliquer par un abandon des terres agricoles durant cette période. Les causes de ce phénomène n'ont pas été étudiées étant donné qu'il ne fait pas partie des objectifs de ce travail, cependant il est logique de penser que

ce phénomène est dû aux conséquences des changements du modèle économique obligeant les producteurs de zones rurales à abandonner leurs terres agricoles ou encore au développement touristique du département.

En 1975, les zones agricoles occupaient 40,398.693 hectares, et ont subi une diminution pour occuper en 1990 31, 135.27 hectares. Les zones artificielles occupaient près de 12, 500 hectares en 1975, et en 1990 elles avaient déjà doublé, en occupant un total de 27, 900 hectares. Ce changement est réellement notable pour une période relativement courte (15 ans). Les zones naturelles occupaient plus de 375 000 hectares en 1975 et ont subi une diminution jusqu'à atteindre environ 370 000 hectares en 1990. Les zones aquatiques occupaient près de 340 hectares en 1975 et en 1990, environ 500 hectares.

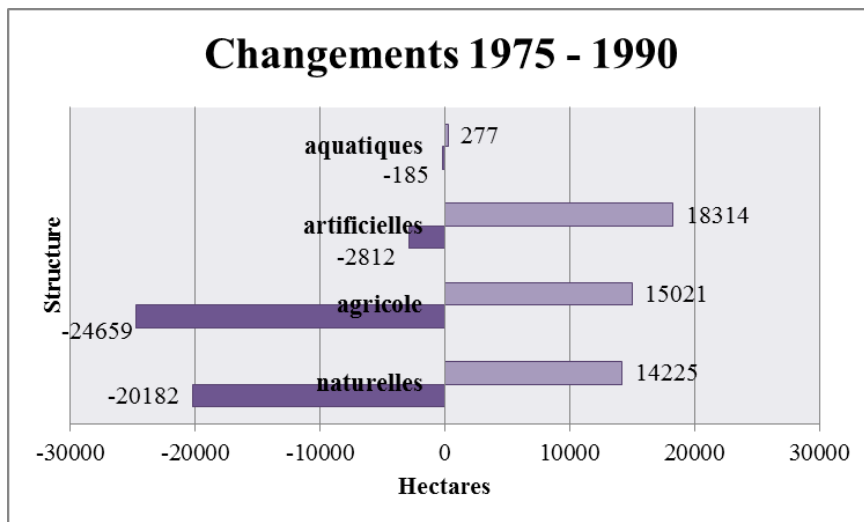
Tableau 1 : Comparaison des superficies entre 1975 et 1990

Structures	S1 (1975)	S2 (1990)
Agricoles	40,398.693	31,135.27
Artificielles	12,484.8391	27,887.37
Naturelles	376,548.753	369,811.20
Aquatiques	338.642	501.550



Graphique 19 : Changements nets (1975-1990)

En accord avec les résultats de l'analyse de tabulation croisée des superficies 1975 - 1990, il est possible d'observer tout au long des 15 années de la période observée que le changement expérimenté pour chaque catégorie est différencié, tout en observant que les zones artificielles ont connu une progression nette de 15, 502 hectares, alors que les zones agricoles ont subi une diminution de leur superficie de 9,638 hectares. Quant aux zones naturelles, elles ont diminué de 5,957 hectares.



Graphique 20 : changements (1975-1990)

Comme il est possible de constater sur le graphique antérieur, le comportement qui suit les changements d'utilisation du sol n'est pas linéaire et par conséquent a un certain niveau de complexité implicite. Par exemple, bien que la plupart des changements qui se sont présentés sur cette période ont apporté de la superficie aux zones artificielles, certains ont provoqué une diminution de la superficie des zones artificielles, provoquant une perte de 2,812 hectares. C'est pour cette raison que bien que le changement vers des zones artificielles a correspondu à 18,314 hectares, la croissance nette de la superficie considérée comme telle est de 15,502 hectares.

Cette analyse permet de conclure que les changements ne sont effectivement pas homogènes dans le territoire des Alpes-Maritimes, puisque, alors que dans certaines zones spécifiques les structures gagnent en superficie, dans d'autres zones ces structures perdent en superficie face à une autre structure (par exemple les zones artificielles qui gagnent de la superficie sur les zones agricoles mais qui en perdent de façon non proportionnelle au profit d'autres catégories).

Période 1990 – 2011

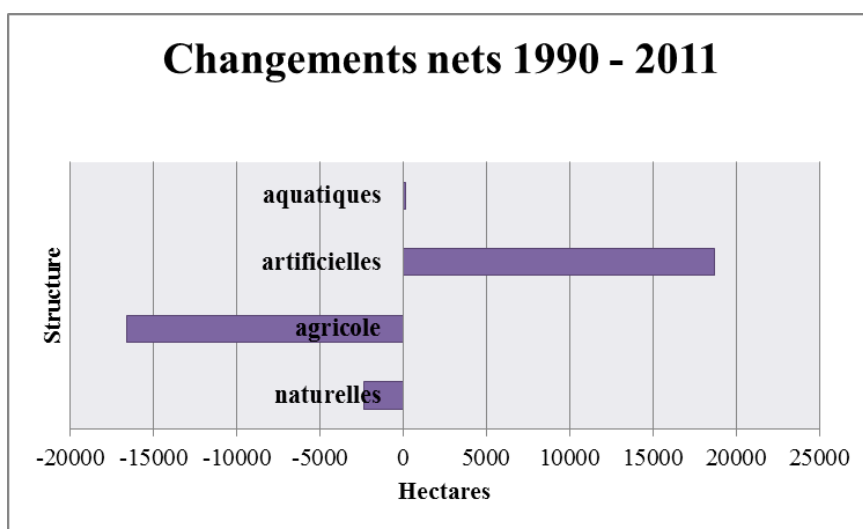
Sur la période 1990 – 2011 les changements ont été les suivants :

Changements nets

En 1990, les zones agricoles occupaient autour de 31,135.27 hectares, et ont subi une diminution pour occuper en 2011 31,135.27 hectares. Les zones artificielles occupaient 27,887.37 hectares en 1990 et en 2011 elles ont augmenté jusqu'à atteindre 46,213.64 hectares. Les zones naturelles occupaient 369,811.20 hectares en 1990, et ont subi une diminution jusqu'à atteindre 367,653.37 en 2011. Les zones aquatiques occupaient 501.55 hectares en 1990 et 626.89 hectares en 2011.

Tableau 2 : Comparaison des superficies entre 1990 et 2011

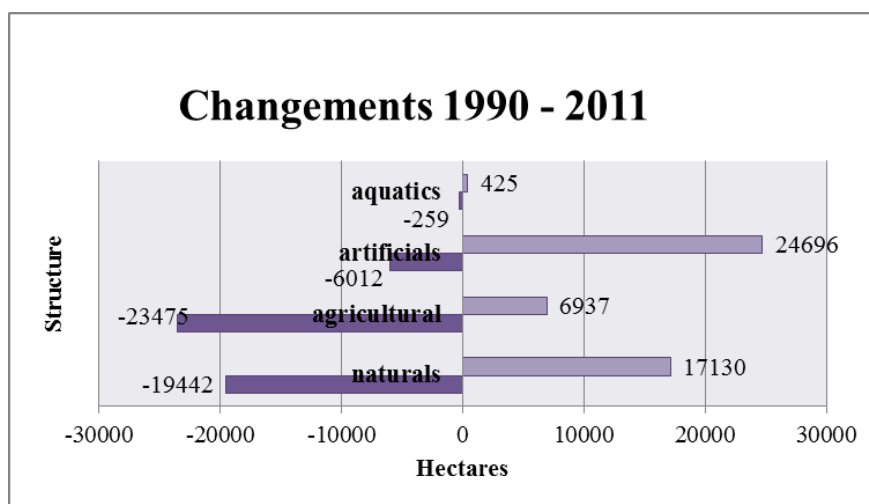
STRUCTURES COMPAREES	1990	2011
Agricoles	31,135.27	14,794.48
Artificielles	27,887.37	46,213.64
Naturelles	369,811.20	367,653.37
Aquatiques	501.55	626.89



Graphique 21 : Changements nets (1990-2011)

En accord avec les résultats de l'analyse de tabulation croisée des superficies 1990 - 2011 il est possible d'observer tout au long des 21 années de la période observée que le changement expérimenté pour chaque catégorie est différencié, tout en observant que les zones artificielles ont connu une progression nette de 18,684 hectares et que les zones agricoles ont subi une diminution de leur superficie de 16,538 hectares. Quant aux zones naturelles, elles ont diminué de 2,312 hectares. Une caractéristique notable est qu'entre les deux périodes d'analyse, les changements nets suivent le même patron, et la différence se trouve uniquement dans l'intensité du changement.

Changements généraux



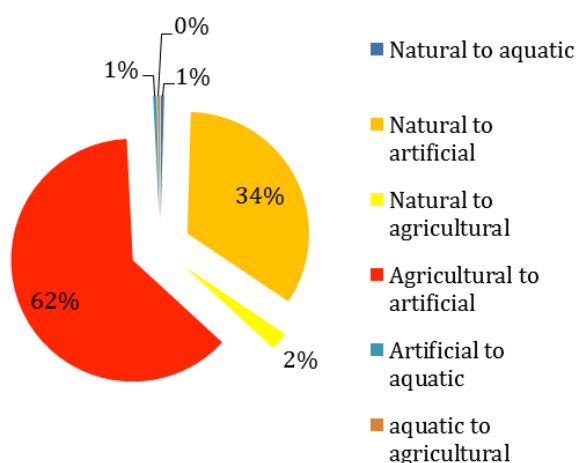
Graphique 22 : Changements généraux (1990-2011)

De la même façon que sur la période antérieure, il est possible de constater la complexité du phénomène de changement d'utilisation du sol étant donné que le comportement qui suit les changements n'est pas linéaire (en effet, d'une année sur l'autre le gain ou la perte en superficie d'une zone peut ne pas connaître la même intensité, mais globalement sur de longues périodes la tendance est régulière). De même, durant cette période, il est possible d'observer l'augmentation de la surface artificielle principalement mais aussi le même comportement de perte de la surface artificielle face à une autre catégorie, ce qui confirme la régularité (en termes globaux mais pas en termes d'intensité ponctuelle) du comportement spatial au fil du temps. Probablement, si la même analyse est réalisée avec la même méthode d'étude sur des périodes annuelles ou biannuelles, les résultats montreront plus clairement les changements d'intensité ponctuelle sur chaque catégorie. Néanmoins ce n'est pas l'objectif de ce travail étant donné que nous cherchons à identifier les grandes tendances et patrons de changements et de transformation territoriale, de façon à ce que ces résultats nous permettent de remplir cet objectif.

Grâce à l'analyse précédente, il est possible de constater que les patrons de changements sont complexes, tout comme sur la période antérieure. Il en ressort des échanges notables entre catégories et, de la même manière, alors qu'une catégorie perd de la superficie face à l'une des autres catégories, il est aussi possible d'observer des gains de superficie face à d'autres catégories. Par conséquent, une fois de plus il est possible de constater que les changements suivent un patron similaire par rapport à la période antérieure et les différences s'observent surtout dans l'intensité des changements et non sur la trajectoire.

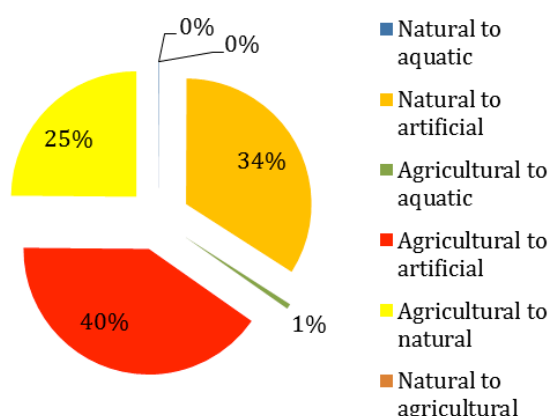
Les résultats qui viennent d'être présentés correspondent à la première partie de l'analyse, concernant « l'identification des surfaces de changement ». Ensuite seront présentés les résultats correspondant aux trajectoires et aux évaluations des patrons spatiaux des changements observés pour chaque période d'étude.

Trajectoires nettes 1975 - 1990



Graphique 23 : Trajectoires 1975-1990

Trajectoires nettes 1990 -2011



Graphique 24 : Trajectoires 1990-2011

Comme résultat des fortes dynamiques observées entre 1975 et 1990, la transformation territoriale du paysage a provoqué le fait que 62% des changements nets correspondent à la trajectoire agricole vers artificielle. Les zones artificielles sont celles qui ont le plus d'incidence sur la transformation du territoire durant la période et les zones agricoles sont celles qui ont été les plus affectées par cette transformation. Quant aux zones naturelles, elles ont aussi été affectées puisque 34% des changements nets correspondent à une transition de zones naturelles vers des zones artificielles. Seulement 2% des changements correspondent à des changements de zones naturelles vers agricoles. Pour la période 1990-2011 40% des changements nets de la période correspondent à la trajectoire agricole vers artificielle, suivi par 34% de naturelle vers artificielle, de 25% d'agricole vers naturelle et seulement 1% des changements correspondent à la trajectoire agricole vers aquatique.

Sur les graphiques antérieurs, il est possible d'observer toutes les trajectoires pour les deux périodes. Pour la période 1975 – 1990, la proportion des changements entre naturels et agricoles, et agricoles et artificiels est similaire, ce qui représente dans les deux cas 27% du total des changements. De la même manière et de façon presque proportionnelle le changement des zones agricoles à naturelles représente 26% des changements observés. Les changements de zones naturelles vers des zones artificielles représentent 14% du total observé. La somme du reste des trajectoires, qui inclut les changements artificiels vers agricoles, artificiels vers naturels, naturels vers aquatiques et artificiels vers aquatiques, correspondent à 6% du total des changements observés pendant la période. Pour la période 1990 – 2011, 28% des changements correspondent à la trajectoire naturelle vers artificielle, suivi de la trajectoire agricole vers artificielle avec 25%. 23% des changements correspondent à la trajectoire agricole vers naturelle. 11% des changements se fait des zones naturelles vers des zones agricoles. Enfin, 10 % des changements se fait des zones artificielles vers naturelles et 2% des zones artificielles vers agricoles.

Ces graphiques nous permettent d'observer que l'intensité des changements entre les deux périodes n'est pas la même pour toutes les catégories; ils permettent également d'observer la variation de pression de chaque catégorie d'utilisation du sol au fil du temps. Cette analyse montre la complexité du changement d'usage du sol. En observant les variations nettes de chaque période étudiée, il est possible de penser que les changements ont le même comportement, ce qui n'est pas vrai. Si l'analyse se fonde uniquement sur les changements de surface, il est possible d'observer que les surfaces artificielles suivent la même tendance de croissance. Cependant, le changement net peut être similaire entre deux périodes mais produit par des variations du comportement. Une erreur peut mener à utiliser des informations qui ne sont pas les plus convenables pour générer des règles de transition. En conclusion, après l'observation des résultats concernant les évolutions des surfaces et les trajectoires des changements, il est possible de comprendre qu'il existe des patrons spécifiques et des régularités dans les changements d'utilisation du sol qui sont entièrement identifiables après l'étude historique de l'évolution territoriale à moyen et long terme, mais il est possible que ces patrons ne soient pas reconnaissables à court terme.

“Hypothèse 3 : il est possible d'identifier des patrons, des tendances et des régularités spécifiques dans les changements d'utilisation du sol à moyen et long terme”

Patron spatial des changements

L'évaluation du patron spatial des changements consiste à constater les changements qu'a subis la répartition géographique de phénomènes au cours d'une période donnée. Selon Gomez-Delgado et Rodriguez Espinoza *et al.*, 2012, il est possible de différencier un ensemble de principes pour le développement urbain et pour l'identification des régularités qui ont une influence significative sur les modes de croissance différenciés :

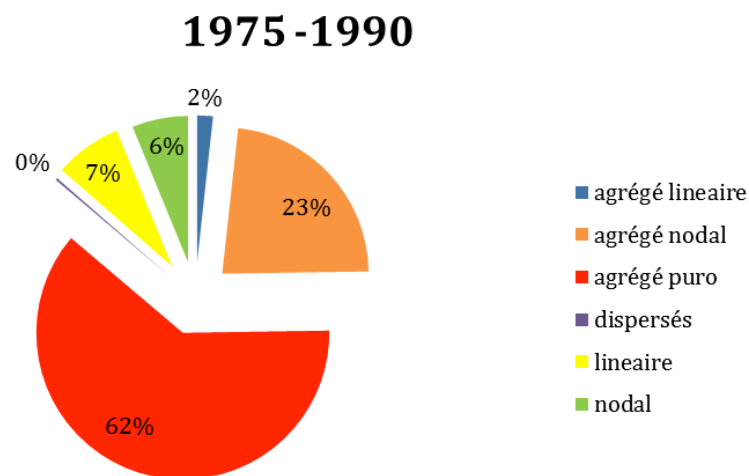
- l'utilisation des ressources existantes. Cette condition a une influence sur la croissance urbaine, ce qui provoque un développement assez compact, connu comme « *la croissance en tache d'huile* », où une nouvelle croissance est liée à l'expansion de la croissance actuelle ;

- d'autres phénomènes observés en fonction de l'influence des nœuds de connexion entre les intersections et les sentiers et les routes, ce qui provoque l'accessibilité et la croissance périphérique à proximité des réseaux routiers ;
- enfin, est également reconnu le phénomène de l'isolement et de la dispersion de petits nœuds urbains ou discontinus de la population, ce qui pourrait être reconnu plutôt comme une fragmentation des espaces urbains.

Ces phénomènes conduisent à ce qui est compris comme des modèles de croissance ou de l'étalement urbain, qui dans ce cas ont déjà été mentionnés et décrits (agrégé, nodal, linéaire, dispersé ou des combinaisons de ceux-ci). L'analyse des différents modèles de changement subis par période spatiale consiste à identifier l'emplacement des changements. Ces changements ont simplement été considérés à partir de leur distribution spatiale et ensuite, ont été identifiés leurs niveaux d'agrégation et de dispersion. Les résultats ont été analysés numériquement et ils permettent de répondre à la question suivante :

Quel est le niveau de dispersion des changements d'utilisation du sol à travers différentes périodes?

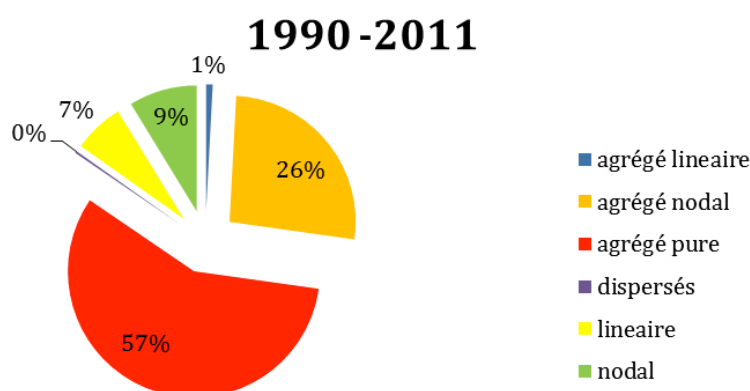
Période 1975 - 1990



Graphique 26 : Niveau de dispersion des changements (1975-1990)

62% des changements correspondent au patron spatial agrégé pur, qui se caractérise par le maintien d'une compacité assez marquée. 23% correspond à l'agrégé nodal qui a également une certaine compacité, mais qui est caractérisé par la génération de noyaux ou sous-centres relativement proches des routes. 7% correspond à la configuration linéaire, qui est caractérisée par sa présence adjacente aux infrastructures linéaires. 6% des changements correspondent au patron nodal, qui a un niveau de dispersion supérieur à l'agrégé nodal mais qui reste quand même proche aux nœuds d'intersections. L'agrégé linéaire représente 2% des changements et présente une contiguïté aux infrastructures, ce qui provoque une distribution plus compacte que le patron linéaire simple. Enfin on observe le patron spatial dispersé, qui représente moins de 1% des changements.

Période 1990 – 2011

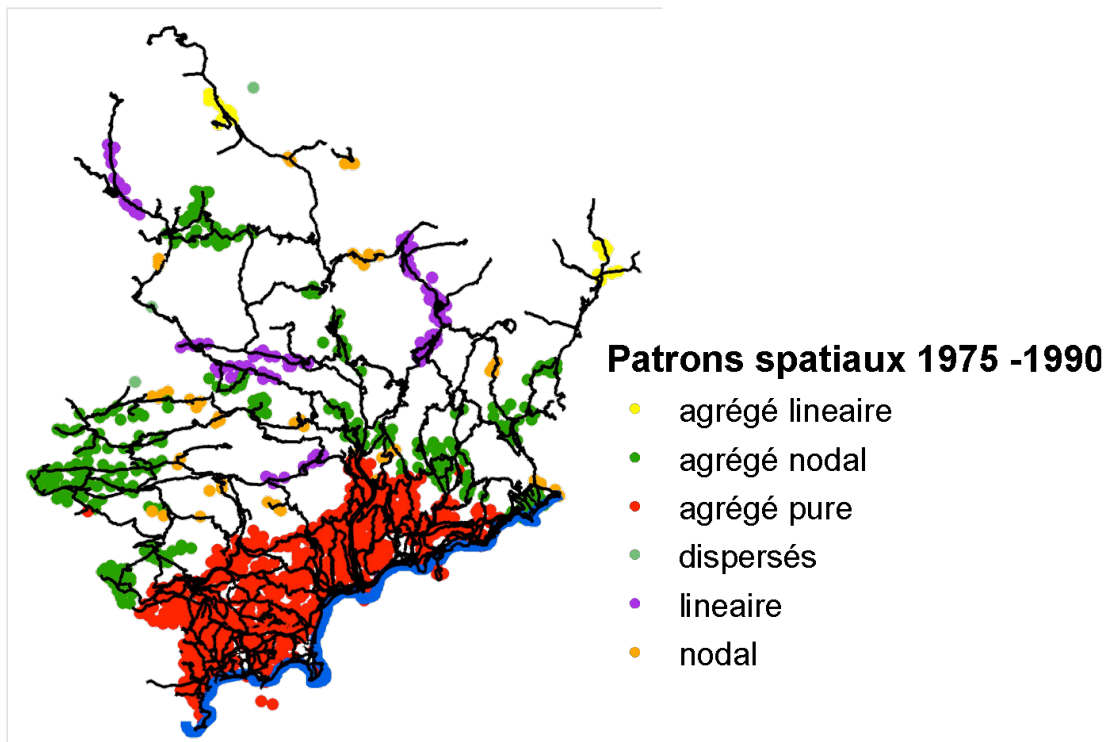


Graphique 27 : Niveau de dispersion des changements (1990-2011)

57% des changements correspondent au patron spatial agrégé pur. 26% correspond à l'agrégé nodal qui se caractérise par la génération de différents nœuds ou sous-centres. 7% correspondent au patron linéaire, qui se caractérise par le fait de se développer de manière adjacente aux infrastructures linéaires. 9% des changements correspondent au patron nodal qui a un niveau de dispersion plus élevé que celui de l'agrégé nodal, mais qui arrive quand même à maintenir sa proximité avec les nœuds et les intersections variées. L'agrégé linéaire représente 1% des changements et est adjacent aux infrastructures variées; cependant il provoque à la fois une distribution plus compacte que le patron linéaire simple. En dernier lieu se trouve le patron spatial dispersé qui représente moins de 1% des changements.

Cette analyse de patrons spatiaux montre une augmentation de la dispersion des changements, ce qui explique pourquoi le patron agrégé pur a diminué dans le département. Cette dispersion ne se fait pas au hasard; elle se fait principalement à proximité des routes et le long des réseaux de communication. C'est pour cette raison que les patrons nodal et agrégé nodal ont augmenté. Cependant, même s'il existe une dispersion spatiale des changements, il est important de noter qu'elle est limitée par la présence d'infrastructure linéaire, la proximité des centres de populations et les facteurs topographiques qui empêchent la dispersion indiscriminée à travers le territoire.

Description spatiale des patrons de changement 1975 – 1990

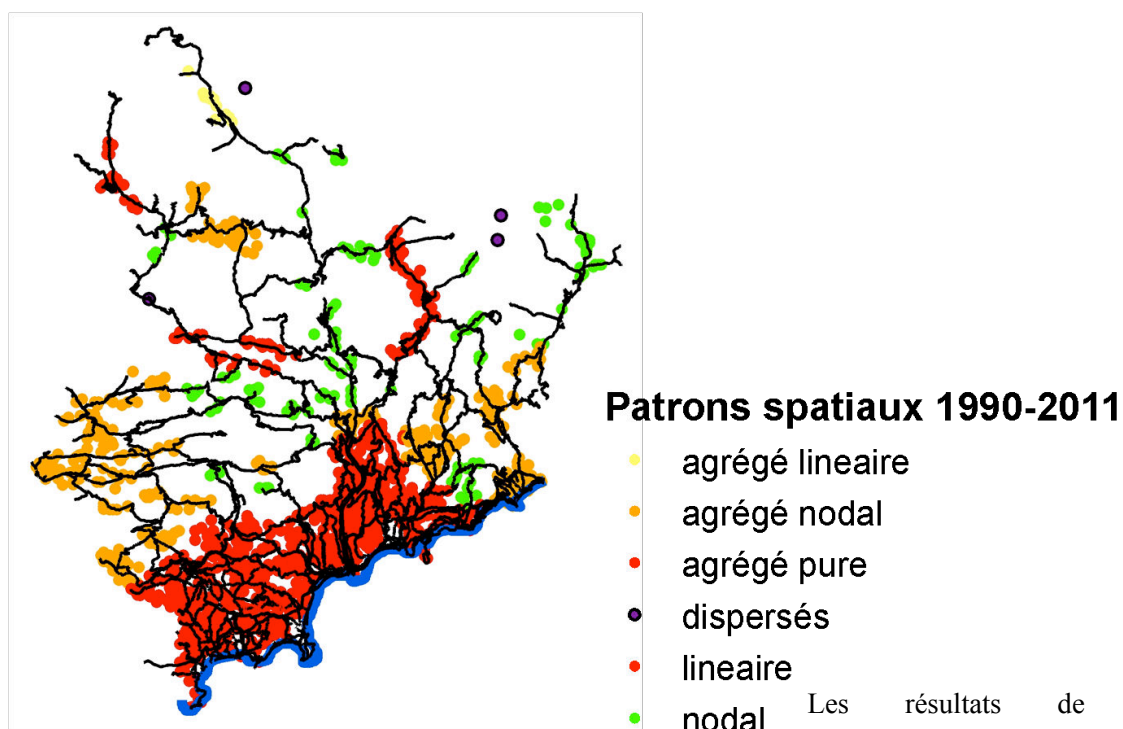


Graphique 28 : Description spatiale des patrons de changements (1975-1990)

En effet, comme le montre le graphique, le modèle le plus représentatif de la période 1975 -1990 correspond à « agrégé pur », avec 62% de tous les changements, ce qui correspond exactement au premier des phénomènes décrits, à savoir «l'utilisation des ressources existantes», où s'il est vrai que la trajectoire la plus importante a été des zones agricoles vers des zones artificielles pour lequel le changement est radical et assez profond, ces changements ont été fortement influencés par la disponibilité des ressources à proximité de zones urbaines consolidées (notamment sur la bande côtière), ce qui a facilité l'accès à la nouvelle terre constructible et la prestation de services et d'équipements urbains. En second lieu, il est clair que l'influence des nœuds de connexion a également joué un rôle important, de telle façon que 23% des changements correspond à « nodal agrégé » de sorte que la dispersion va devenir un modèle de croissance « polycentriste » fortement influencé par l'accessibilité qui provoque la consolidation des centres urbains ou dans certains cas « sous –centres » en provoquant ainsi la dispersion dans le moyen et haut-pays.

Les changements adjacents aux routes (les autoroutes en général), sont également présentés, notamment dans le haut-pays; ils correspondent à 7% des changements et sont représentés par le patron «linéaire», mais aussi par le «nodal», qui représente 6% des changements. Moins de 1% est « dispersé », ce qui correspond à des points isolés de changement généralement éloignés des différents éléments linéaires (haut-pays aussi) tels que des autoroutes, des routes, des intersections, etc.

Description spatiale des patrons de changement 1990- 2011



Graphique 29 : Description spatiale des patrons de changements (1990-2011)

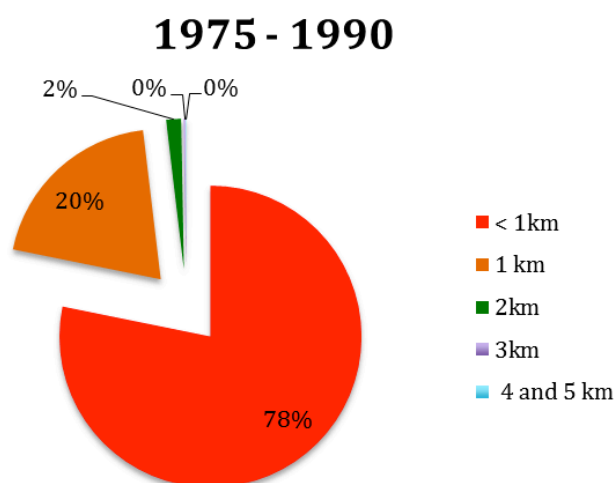
l'analyse sur la période 1990 - 2011, montrent une légère diminution du patron agrégé pur, ce qui illustre que quelques phénomènes de dispersion se produisent. Cependant, l'agrégé nodal a subi une augmentation, ce qui montre que les nœuds de communication et les intersections ont une influence sur la dispersion des changements. Le patron linéaire, représenté par les changements adjacents aux autoroutes et voies de communication, reste constant et au même niveau que sur la période d'observation de 1975 à 1990. Le patron nodal correspond à 9% des changements, ce qui signifie une augmentation de la dispersion moins proche des centres urbains consolidés ; ceci peut être considéré comme le plus profond des patrons de dispersion et il est très probable qu'il s'agisse d'usages résidentiels éloignés des centres de population mais cependant bien desservis, en raison de leur proximité avec les routes et les centres de communication.

Après avoir analysé les différents patrons spatiaux de changements et d'avoir confirmé les différents éléments qui influencent leur comportement spatial, nous tentons de répondre à la question suivante :

Quelle est l'influence des réseaux de communication et des routes sur les changements? Est-ce que la distance a une influence?

Gradient de la distance aux routes des changements observés sur la période 1975 - 1990

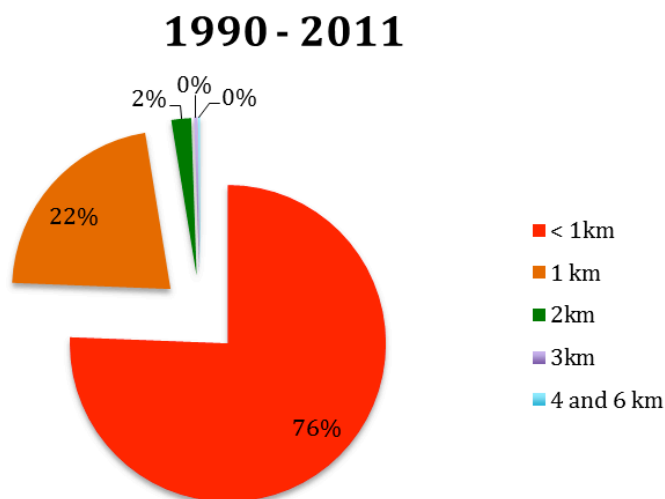
Pour étudier les variations du comportement des changements en fonction des influences des routes, est présentée l'analyse du gradient de la distance aux routes des changements pour les différentes périodes d'étude.



Graphique 30 : Gradient de la distance aux routes des changements observés sur la période 1975 -1990

78% des variations de la période 1975-1990 ont été générés à moins de 1 km des routes, des chemins, etc., 20% à une distance moyenne de 1 km, 2% à une distance de 2 km et moins de 1% des changements ont eu lieu à une distance de 4 à 5 km d'une voie de communication.

Gradient de distance aux voies de communication pour la période 1990 – 2011



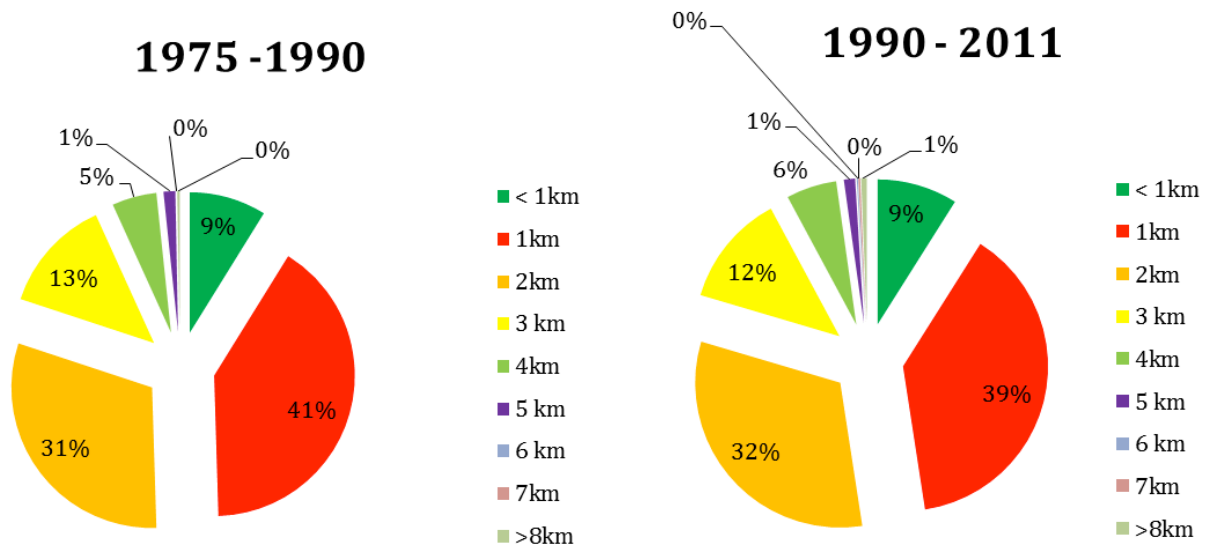
**Graphique 31 : Gradient de la distance aux voies de communication
1990-2011**

76% des changements qui ont eu lieu sur la période 1975 – 1990 se sont présentés à moins de 1 km de distance d’une voie de communication, comme des autoroutes, routes, chemins etc., 22% à une distance moyenne de 1 km d’une voie de communication. 2% à une distance de 2km et moins de 1% des changements ont eu lieu à une distance entre 4 et 6 km de distance d’une voie de communication. Il faut souligner que la dispersion des changements les plus éloignés durant cette période ont connu un changement d’1 km de plus par rapport à la période antérieure et ceci s’explique par le phénomène de dispersion des changements.

La distance des réseaux de communication et des noeuds d’intersection est un facteur qui a une grande influence sur les changements. Plus la distance aux routes est grande, moins la densité des changements est importante. La plupart des changements ont lieu quand la distance aux routes ou noeuds de communication est inférieure à 1 km.

Après avoir confirmé que les réseaux de communication ont une influence sur la transformation territoriale, nous tentons de répondre à la question suivante:

Quelle est l'influence des centres de population sur les changements? Est-ce que la distance a une influence?



Graphique 32 : Gradient de distance des centres de populations 1975-1990

Graphique 33 : Gradient de distance des centres de populations 1990-2011

L'analyse de l'évolution en fonction de la distance des centres de population consolidés révèle que la proximité est un facteur très important pour le changement. En effet, plus la distance est courte, plus la pression est élevée. Ainsi, les zones situées entre 1 et 3 km de distance à un centre de population sont plus sujettes au changement que celles qui sont situées à moins de 1 km ou à plus de 4 km.

Changements par rapport à la géomorphologie

L'étude géomorphologique du territoire constitue un des éléments importants d'évaluation dû au fait que la constitution géologique et géomorphologique détermine de façon générale le comportement, l'état et l'extension des activités socioéconomiques du territoire. (Hernandez et al. 2006). Comme cela a été mentionné dans les paragraphes antérieurs, la complexité topographique et géomorphologique du département est un facteur contraignant du développement de l'urbanisation et de l'artificialisation. Cependant même si l'urbanisation est graduellement plus dispersée, elle est présente et gagne de l'espace dans certaines zones ayant une topographie plus complexe et donc dans des zones où la pente est plus forte ; c'est précisément le facteur géomorphologique et pas la pente qui détermine d'une façon plus précise la croissance de l'artificialisation dû au fait que celle-ci tend à occuper un ensemble déterminé de

structures géomorphologiques précises. **Il s'agit d'un phénomène non aléatoire à travers tout le territoire.**

La description du paysage en fonction des index géomorphométriques comme la dissection verticale du relief (décrite dans les paragraphes antérieurs) permet de distinguer de façon fonctionnelle des unités intégrées qui expriment les caractéristiques physiques du milieu. Il est donc possible de distinguer une structure montagnarde d'une colline ou d'une plaine. En revanche si la distinction de la capacité d'urbanisation ou d'artificialisation s'est faite uniquement à partir de la pente, la base de l'analyse du territoire et de la complexité qui le conforme sera partielle. L'observation à partir de la dissection verticale montre l'ensemble des caractéristiques et pas seulement une partie.

Classification morphométrique du relief des Alpes Maritimes comme base d'analyse pour la détermination de l'influence de la géomorphologie sur la transformation du paysage

Selon *Bocco et al*, 2008, le relief décrit l'ensemble des formes ou irrégularités que présente la surface de la terre et qui résultent d'une combinaison donnée de structure lithologique et topographique. Le concept de relief prend également en compte la notion d'amplitude altitudinale ou hauteur relative entre deux points, le plus bas et le plus haut d'une unité, mesurée en mètres. Est également utilisé le concept d'amplitude du relief (ou relief interne) afin de décrire le dénivelé ou la distance verticale entre deux points d'une unité, en général ceux de la plus basse et de la plus haute altitude. Cette idée d'amplitude est étroitement liée au concept de dissection verticale du relief (ou potentiel de dissection) puisque l'amplitude résulte, en général, de la dissection. Dans le cas de reliefs qui résultent de l'accumulation de matières, telles que les matières volcaniques récentes où l'amplitude est donnée par l'accumulation de lave ou de matières pyroclastiques, la dissection verticale décrit plutôt le potentiel de ces processus de dénudation.

Selon la classification de *Seco* 2000, les catégories supérieures des types de relief sont les montagnes, les hautes collines, les collines, les vallées et les plaines. D'après la classification morphométrique du relief réalisée par *G. Bocco, et, al.*, (2005) il existe un indice morphométrique permettant de réaliser la classification du territoire en catégories à partir de la dissection verticale ou amplitude partielle de relief exprimée en m/km².

La dissection verticale est un paramètre morphométrique représentant l'amplitude du relief (hauteur relative) par unité d'aire et s'exprime en m/km². Elle sert principalement à définir quelques types de relief (montagnes, hautes collines, plaines avec collines, plaines ondulées et plaines sous-horizontales) et nous donne des informations sur l'énergie du relief (et ses degrés de dissection).

La différenciation des types morphométriques du relief est indispensable à la compréhension du processus de formation du relief sur les cartes de paysages afin de pouvoir identifier de façon systématique l'hétérogénéité du relief avec la distribution de la biodiversité ; c'est pour cela que l'on considère qu'il existe des rapports physiques, écologiques et fonctionnels entre le relief et la formation des paysages.

La végétation et les sols sont des attributs des paysages, c'est-à-dire qu'ils ne fonctionnent pas comme des facteurs de différenciation mais comme des caractéristiques ; ce sont des conséquences, pas des causes (Bocco *et al.*, 2008).

Méthodologie pour l'obtention du modèle de dissection verticale

La classification morphométrique du relief des Alpes-Maritimes a été réalisée afin de faciliter la compréhension de la structure du paysage du département ainsi que pour pouvoir identifier les possibles utilisations du sol urbain. Cette identification se réalise en fonction de la dissection verticale du terrain comme première approche du potentiel des zones susceptibles de subir des changements d'utilisation du sol dus à des possibles urbanisations, tout en se fondant sur l'importance dans la définition du paysage composé de plaines, collines et montagnes.

Tableau 3 : Classification morphométrique du relief à l'échelle 1: 250,000 selon G. Bocco, A. Priego y H. Cotler. et, al 2005

Indice morphométrique	Rang m/km ²	Classification
Dissection Verticale (m/km ²)	<2.5	Plaines Plates
	2.6 à 15	Plaines ondulées
	16 à 40	Collines (plaines avec collines)
	41 à 100	Hautes collines
	>100	Montagnes

La géomorphologie constitue la base structurelle du paysage et est un élément de dynamique et de différenciation des éléments paysagers. La définition cartographique des éléments géomorphologiques est le principal élément d'analyse des unités écologiques.

Selon *Perez Damian et al.*, (2011), la thématique morphométrique du relief et son expression cartographique n'a été trouvée que selon un ordre chronologique dans l'*Atlas Nacional de Cuba*, (1970), dans l'Atlas National de la République Socialiste de Slovaquie, (1983), dans l'Atlas National de Hongrie, (1989) , Dans le *Nuevo Atlas Nacional de Cuba*, (1989) et dans l'*Atlas Nacional de México*, (1990) et (2003). Dans d'autres Atlas Nationaux, tels que l'Atlas d'Espagne, du Canada, du Royaume Uni, des Etats Unis d'Amérique, de Chine, de Colombie etc. n'apparaissent que des cartes altimétrique, hypsométriques et de l'inclinaison de la pente du terrain.

Dans la littérature française consultée, aucune description du relief à partir de la dissection verticale n'a été trouvée.

Dans le cadre de ce travail, l'analyse de la morphométrie du relief des Alpes Maritimes a été réalisée selon le procédé méthodologique *d'après*. Priego-Santander, Isunza-Vera, Luna-González y Perez-Damian, (2003).

La dissection verticale est un indice du relief de type morphométrique, aussi appelé amplitude du relief ou profondeur de la dissection. Elle exprime le niveau de travail érosif réalisé par l'écoulement concentré des eaux superficielles au cours du temps géologique.

La détermination de cet indice est réalisée à partir de la superposition des courbes de niveau sur une grille, en soustrayant à la valeur de la courbe la plus haute la valeur de la courbe la moins haute. Pour la réalisation du modèle de dissection verticale la méthodologie est la suivante :

1.- À partir de la carte vectorielle de courbes de niveau, une carte raster (grid) est obtenue ; elle représente la densité de courbes de niveau par zone. Pour cette étape il est nécessaire de prendre en compte l'échelle de travail et l'équidistance des courbes afin de pouvoir définir de façon adéquate les dimensions du pixel de sortie de l'image. Dans cette étude l'échelle utilisée est une échelle 1:100 000 et la valeur de sortie de pixel utilisée est de 30 mètres. Pour l'obtention de cette valeur il est nécessaire de réaliser le calcul suivant :

$$100,000 * 0.0003 = 30$$

Les auteurs de la méthodologie proposent une valeur entre 0.0003 et 0.0004 comme facteur de calcul de la valeur de sortie du pixel résultant de la modélisation.

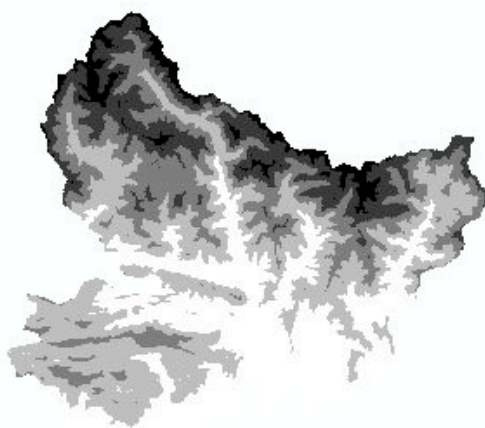
Cette même valeur de pixel (30 mètres) devra être utilisée dans tous les autres processus décrits.

2. - Il est nécessaire ensuite de définir le rayon d'une zone pour laquelle sera calculée la densité de lignes. Pour ce paramètre la valeur du facteur de calcul est 0.01128, qui s'applique aussi directement à l'échelle de travail.

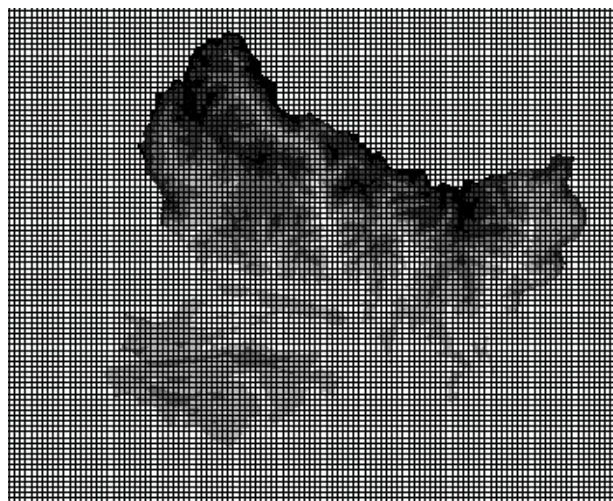
$$100,000 * 0.01128 = 1128 \text{ mètres}$$

Les cartes doivent présenter des coordonnées métriques (mètres).

1.- Carte des courbes de niveau



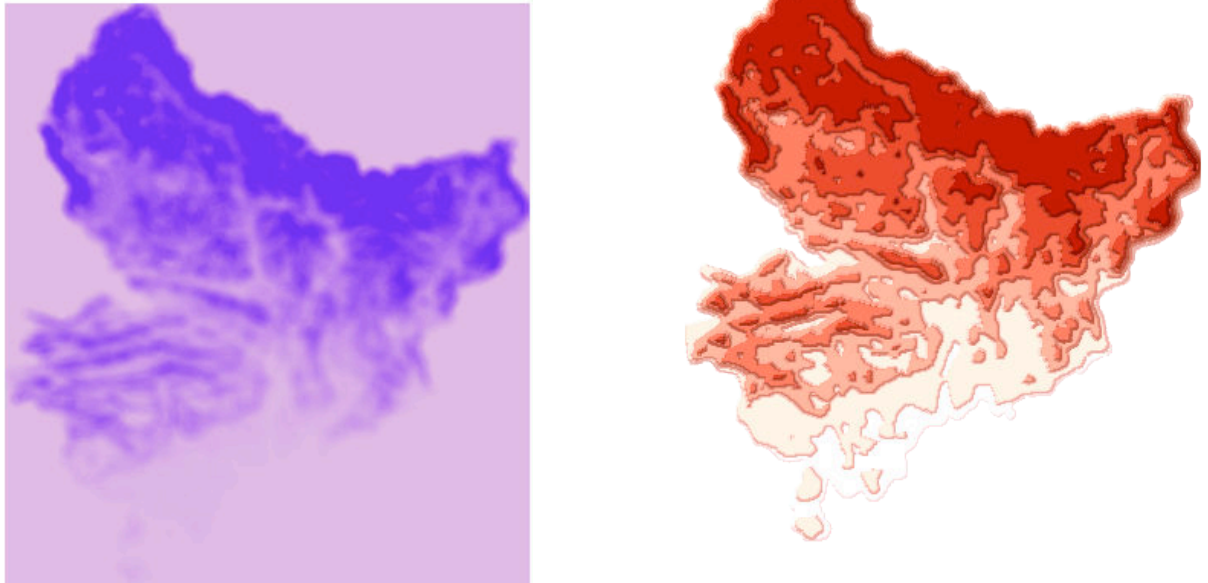
2.- Grille orthogonale (1km²)



Graphique 34 : Procédure pour l'obtention de dissection verticale (Etapes 1 et 2)

3.- Calcul de la hauteur maximale et minimale par cellule (1 km²)

4.- Dissection verticale du relief brut



Graphique 35 : Procédure pour l'obtention de dissection verticale (Etapes 4 et 5)

5.- Puis seront réalisés les regroupements qui représenteront de façon adéquate les contours morphographiques (image à droite).

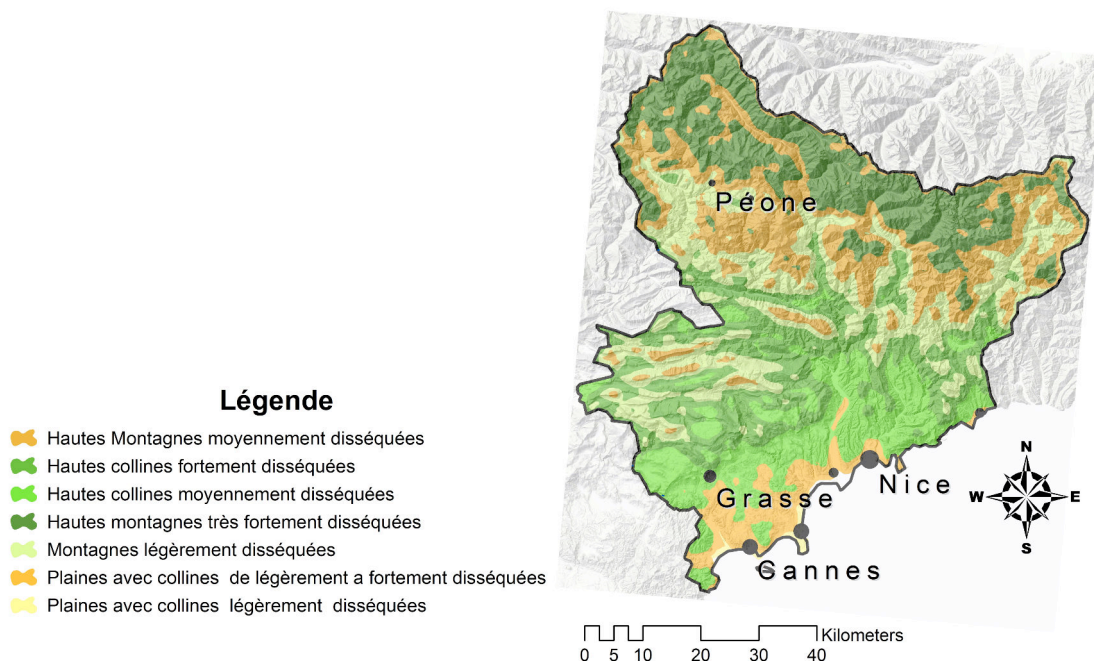
Finalement, le modèle qui initialement était en format « *raster* » se transforme en un format vectoriel qui est ensuite classifié et interprété par les différents niveaux de dissection verticale.

Tableau 4 : Classification selon le degré de dissection

Classification selon le degré de dissection	Rang m/km ²	Classification
Dissection Verticale (m/km ²)	<2.5	Plaines Plates
	2.5 à 5	Plaines ondulées faiblement disséquées
	5 à 10	Plaines ondulées moyennement disséquées
	10 à 15	Plaines ondulées fortement disséquées
	15 à 20	Collines faiblement disséquées (plaines avec collines)
	20 à 30	Collines moyennement disséquées (plaines avec collines)
	30 à 40	Collines fortement disséquées (plaines avec collines)
	40 à 60	Hautes collines faiblement disséquées
	60 à 80	Hautes collines moyennement disséquées
	80 à 100	Hautes collines fortement disséquées
	100 à 250	Montagnes faiblement disséquées
	250 à 500	Montagnes moyennement disséquées
	500 à 1000	Montagnes fortement disséquées
	> 1000	Montagnes très fortement disséquées

La Dissection Verticale (DV) est l'amplitude du relief, exprimée en profondeur (Seco 2000). La DV donne des informations sur la forme, l'intensité et le type de processus géomorphologique qui agit dans un paysage déterminé. A une échelle régionale elle détermine la radiation solaire et les conditions d'humidité.

$$DV = \frac{\text{Courbe la plus haute (mètres)} - \text{Courbe la plus basse (mètres)}}{1\text{km}}$$

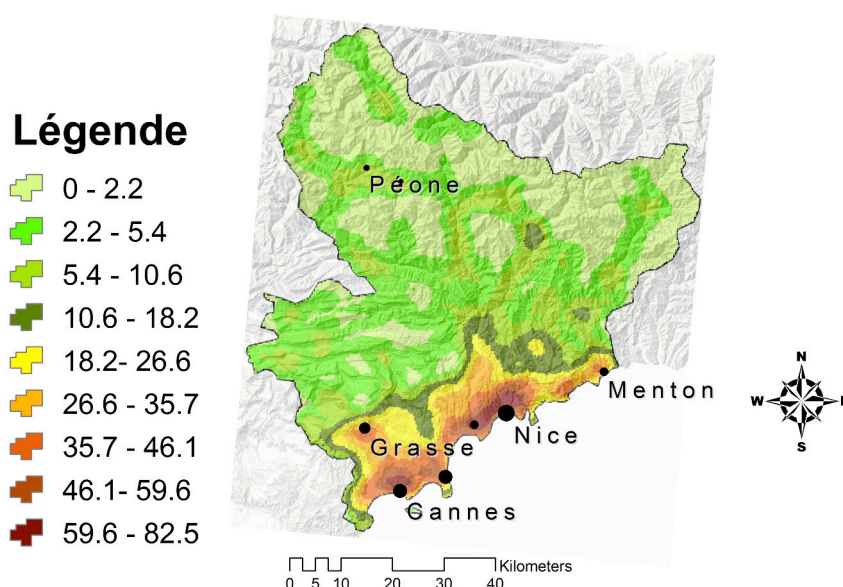


Graphique 36 : Classification morphométrique du relief des Alpes-Maritimes

Sur la carte de dissection verticale il est possible de constater que les zones qui possèdent une géomorphologie de plaine (ou proches à des structures de plaines), correspondent aux zones de la bande côtière et littorale, et qu'elles sont moins présentes dans le territoire. En effet actuellement la bande côtière et le littoral sont totalement urbanisés. Cette situation permettra d'identifier (plus loin dans cette étude) le niveau de restriction naturelle que la géomorphologie représente en termes d'accessibilité dans les processus d'urbanisation et d'artificialisation du paysage. La dissection verticale des Alpes-Maritimes est très hétérogène, et se trouve assez proportionnellement répartie sur le territoire (en termes d'occupation de surface), à l'exception des zones de plaines qui contrastent fortement avec les autres niveaux de classification morphométrique en ce qui concerne la superficie occupée. A proximité de la bande côtière et du littoral se trouvent les plaines, les collines moyennement disséquées. On voit aussi un gradient, du sud au nord. L'essentiel des zones urbanisées se trouvent dans les zones les moins disséquées. Les hautes montagnes très fortement disséquées occupent 17% de la surface ; les hautes collines fortement disséquées : 19% ; les hautes collines moyennement disséquées : 16%. Les hautes montagnes, moyennement à fortement disséquées : 3% ; les hautes montagnes moyennement disséquées : 20% ; les montagnes légèrement disséquées : 19%. Les plaines avec collines légèrement à fortement disséquées : 5% et les plaines avec collines légèrement disséquées : 1%.

Dans les pages suivantes est présenté le rapport entre les changements et la dissection verticale ou géomorphologie.

Une analyse consistant à calculer la densité des routes, chemins et voies de communication par unité de surface (km/km²) a été réalisée pour déterminer les zones les plus affectées par les effets d'anthropisation et d'artificialisation du département. Cette analyse a été élaborée dans le but de constater que l'artificialisation des zones les plus proches de la bande littorale a provoqué une forte concentration des éléments linéaires et, en effet, une forte anthropisation. Cette analyse permet également d'évaluer dans quelle mesure la géomorphologie limite l'artificialisation du territoire. Une hypothèse dans ce travail s'appuie sur le fait que la géomorphologie et le niveau d'artificialisation sont étroitement liés.



Graphique 37 : Modèle d'anthropisation du territoire en km/ km²

Source : élaboration réalisée à partir de données de l'IGN 2009

Selon l'information vectorielle des voies de communication de l'IGN 2009, a été réalisé le modèle d'anthropisation permettant d'illustrer que la plus forte pression d'anthropisation et d'artificialisation du territoire corse est présente sur la bande littorale. Le modèle exprime le niveau de pression en km de densité des éléments linéaires artificialisés par km² de surface. Le niveau d'anthropisation dans les zones les plus proches du littoral est assez fort pour considérer que d'un point de vue écologique, ces zones ont perdu leur capacité de production. De même, ce modèle permet d'identifier dans une première approche les zones qui maintiennent encore une capacité de réservoir de la biodiversité.

Interprétation du modèle d'anthropisation du territoire

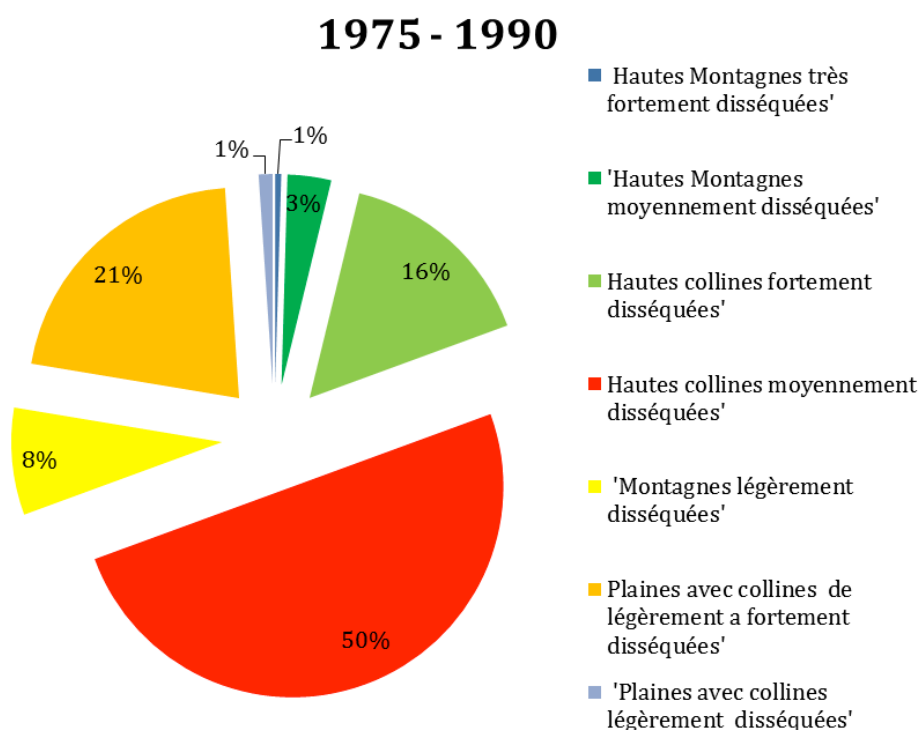
Sur la carte d'anthropisation, il est possible de constater que les zones proches aux centres de population ont un niveau d'anthropisation très élevé. Celles-ci sont représentées en rouge foncé et correspondent aux zones complètement ou presque complètement artificialisées dans lesquelles il est très peu probable qu'il existe un niveau de naturalité acceptable afin de maintenir l'équilibre des écosystèmes mais plutôt

de zones à forte densité d'éléments constructifs et une concentration d'artificialisation notable. De même il est possible d'observer les zones encore considérées comme éléments importants de refuge pour la biodiversité, étant donné leurs conditions de naturalité et leur faible niveau d'artificialisation et d'accessibilité (routes et autres voies de communication). Ces zones sont représentées par la couleur vert clair et correspondent aussi aux zones ayant une topographie plus accidentée dont le développement d'infrastructures est naturellement limité par leur condition géomorphologique. Entre les deux niveaux d'anthropisation décrits il existe un gradient permettant de décrire de forme graduelle les différents niveaux d'artificialisation ou de naturalité selon l'approche de l'analyse du territoire étudié.

Pour continuer l'analyse concernant aux relations entre changement d'utilisation du sol et la géomorphologie nous essayerons de répondre à la question suivante :

Quel est le lien entre les changements et les facteurs géomorphologiques?

Comme cela a déjà été mentionné, il est possible d'expliquer les changements à partir des conditions topographiques spécifiques.

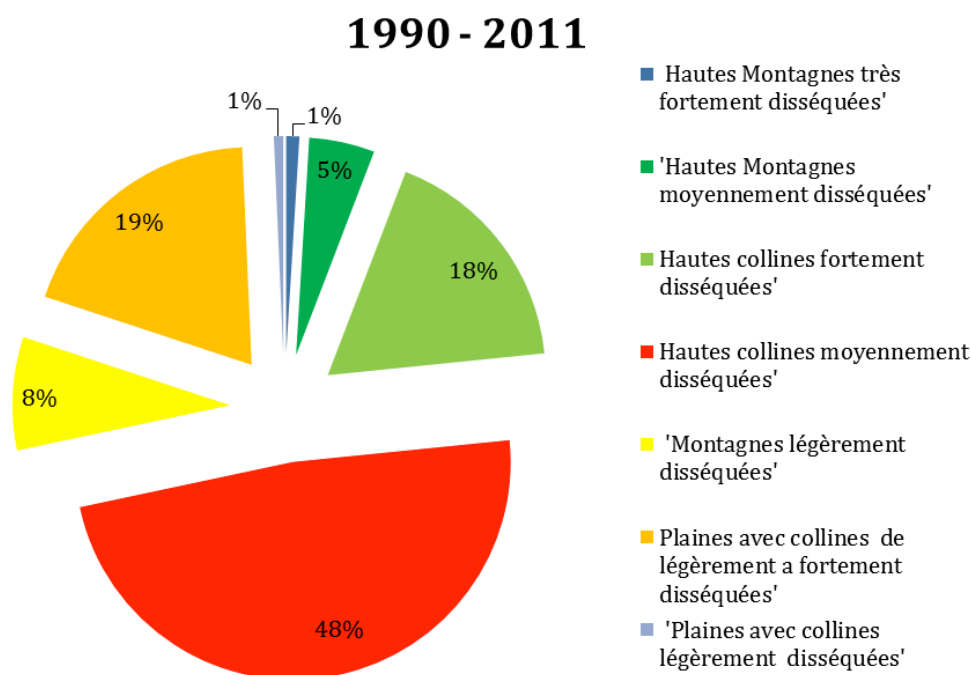


Graphique 38 : Liens entre les changements et les facteurs géomorphologiques (1975-1990)

Selon l'analyse numérique des résultats, 50% des changements entre 1975 et 1990 ont eu lieu sur les structures « hautes collines moyennement disséquées », 21% sur les structures dominées par des « plaines avec collines de légèrement à fortement

disséquées », 16% sur les « hautes collines fortement disséquées », 8% sur les « montagnes légèrement disséquées » et 3% sur les « hautes montagnes moyennement disséquées ». Seulement 1% des changements ont eu lieu sur les « plaines avec collines légèrement disséquées », ce qui peut s'expliquer par deux situations : d'abord parce que cette structure est la moins représentée dans le département, ensuite car cette structure a déjà été partiellement urbanisée depuis 1975 ; par conséquent la superficie potentielle sujette au changement est très petite par rapport aux autres.

Enfin, 1% des changements ont eu lieu sur les « hautes montagnes très fortement disséquées », ce qui peut s'expliquer par les fortes difficultés et les limites que ces structures représentent pour le développement des activités d'urbanisation et d'artificialisation. Même si certaines zones présentent des conditions de pente optimales la structure elle-même et les difficultés d'accessibilité représentent une restriction naturelle.



Graphique 39 : Liens entre les changements et les facteurs géomorphologiques (1990-2011)

Pour la période 1990 – 2011, 48% des changements ont eu lieu sur « les hautes collines moyennement disséquées », ce qui indique une diminution par rapport à la période antérieure. 19% des changements ont eu lieu sur « les plaines avec collines de légèrement à fortement disséquées », ce que montre aussi une diminution par rapport à la période antérieure. 18% ont eu lieu sur des « hautes collines fortement disséquées », ce qui indique une augmentation par rapport à la période antérieure.

8 % des changements ont eu lieu sur « les montagnes légèrement disséquées », de telle façon qu'il n'y a pas de changement par rapport à la période antérieure. 5% des changements ont eu lieu sur « les hautes montagnes moyennement disséquées », ce qui montre une augmentation par rapport à la période antérieure.

En ce qui concerne « les plaines avec collines légèrement disséquées » et « les hautes montagnes très fortement disséquées », elles correspondent à 1% des changements, ce qui ne représente aucun changement sur les deux structures par rapport à la période antérieure.

Même s'il y a une tendance d'extension des changements, cette extension est conditionnée par le relief et par les facteurs géomorphologiques. Ce phénomène de dispersion n'est ni aléatoire ni homogène.

Les graphiques montrent que les changements dépendent des facteurs géomorphologiques pour chaque période évaluée. Cette information explique l'influence de la géomorphologie, de façon que la fréquence des changements peut être utilisée comme un indicateur des contraintes représentées par le relief et montre aussi l'évolution de l'occupation du sol dans les zones ayant des niveaux convenables pour être utilisées dans différentes activités ou catégories d'occupation du sol. Cette analyse confirme que la dispersion des changements suit une certaine "régularité" dépendant de l'accessibilité fournie par le relief et que l'idée selon laquelle la dispersion dans le territoire concerné est un phénomène aléatoire peut être rejetée.

Hypothèse 4 : « la géomorphologie et le niveau d'artificialisation sont étroitement liés ».

Conclusions par rapport aux changements en général

Suite aux analyses antérieures, il est possible de conclure que:

- Les changements nets qui ont eu lieu sur les deux périodes ont des similitudes en ce qui concerne les trajectoires observées, bien que ces changements aient différents niveaux d'intensité et d'échange entre catégories.
- Les patrons spatiaux des changements montrent une variation dans les modèles d'utilisation du sol, en faisant apparaître une tendance à la dispersion et une réduction des patrons spatiaux compacts. Cependant, la dispersion n'est pas homogène sur tout le territoire puisqu'elle se produit surtout dans des zones ayant des caractéristiques bien définies, comme la distance aux voies de communication et aux nœuds d'intersection, et la proximité aux centres de population consolidés.
- Plus la distance augmente par rapport aux voies de communication, nœuds d'intersections etc., plus la densité des changements se réduit. Il est important de remarquer que la plupart des changements se présentent à une distance inférieure à 1 km d'une voie de communication.
- Un autre aspect important pour qu'un changement se produise est la distance aux centres de population consolidés. Ainsi, les zones situées entre 1 et 3 km de distance à une route sont plus sujettes au changement que celles qui sont situées à moins de 1 km ou à plus de 4 km.

- Un facteur très important pour qu'il y ait des changements est la présence de conditions topographiques spécifiques. En effet, l'urbanisation a tendance à atteindre des niveaux importants dans des zones à topographie complexe; ce phénomène ne se produit pas de façon indiscriminée ni homogène dans le département et le principal facteur limitant n'est pas la pente mais plutôt la géomorphologie c'est-à-dire que la dissection verticale peut servir d'élément différenciateur au moment d'établir les règles de transition spatiale.

3. Simulation dynamique de la transformation territoriale future

La représentation spatiale des changements d'utilisation du sol à partir de modèles de simulation est aujourd'hui un véritable outil pour l'aménagement du territoire. Il existe plusieurs types de modèles et de méthodes pour la simulation et la modélisation, et selon Haase et Schwars (2009) il est possible de distinguer quatre grands types d'approches pour la modélisation ;

1.- les modèles spatiaux et économétriques qui prennent en compte des variables démographiques et économiques. La simulation repose sur l'évolution de la population et des besoins de la population. Ces modèles sont notamment fondés sur l'évolution des marchés immobiliers.

2.- les modèles « systémiques dynamiques » qui reposent sur les approches de la dynamique des systèmes complexes, qui utilise notamment des diagrammes causaux ou diagrammes d'influence (Forrester, 1969). Ces modèles ne sont pas spatialement explicites et sont généralement basés sur la modélisation des sous systèmes qui sont liés entre eux et prennent en compte toutes les relations possibles et les forces d'interaction qui provoquent des influences sur chaque sous-système à partir des boucles de rétroaction.

3.- les modèles qui reposent sur l'utilisation des automates cellulaires. Les automates cellulaires sont basées sur quatre composants : les états, les cellules, les voisinages et les règles de transition (Langlois 2005 ; Dubos-Paillard *et al.*, 2003).

4.- La dernière approche est basée sur l'utilisation de modèles multi-agents qui sont constitués d'individus autonomes (agents) qui interagissent avec leur environnement et entre eux mêmes. Ces modèles sont généralement spatialement explicites et sont utilisés pour modéliser les processus tels que l'utilisation des sols et leurs évolutions. Il est possible de définir différents types d'acteurs qui ont une influence particulière sur l'utilisation des sols.

Dans ce travail nous nous sommes intéressés aux outils proposés par l'intelligence artificielle (automates cellulaires et systèmes multi-agents) et nous allons expliquer notre choix dans les prochains paragraphes, où seront décrites certaines des caractéristiques de ces outils de simulation.

L'intelligence artificielle, un outil pour la simulation de la dynamique du paysage

Ce n'est que récemment que les scientifiques se sont intéressés à l'étude des zones urbaines d'un point de vue morphologique et fonctionnel afin de pouvoir étudier leur projection dans le futur (*Hernández et al.*, 2002). Pour les scientifiques, la compréhension de la morphologie aide à appréhender les relations entre les processus qui expliquent les patrons de croissance urbaine. Aujourd'hui sont utilisés des systèmes appelés automates cellulaires afin de réaliser des simulations de dynamique urbaine à partir de modèles spécialisés. Bien que le concept d'automate cellulaire ait été développé en 1940 par *Von Neumann* son application dans le domaine de l'aménagement du territoire et de la planification urbaine est récente.

D'après L. Hernández, A. Marín et G. Rodríguez et al., 2002, l'automate cellulaire est un modèle formel composé d'un ensemble de cellules qui peuvent acquérir des valeurs déterminées. Ces valeurs connaissent une évolution discrète du temps selon une expression mathématique déterminée, sensible aux états des cellules voisines. Le modèle le plus connu d'automates cellulaires est appelé "jeu de la vie de Conway", dans lequel chaque cellule faisant partie d'un ensemble de cellules considérées dans une ambiance définie peut adopter un état "vie ou mort" et dans lequel chaque cellule est entourée de 8 autres. Ces dernières vont au fil du temps naître ou mourir en fonction de l'influence que l'ambiance proche aux cellules a sur celles-ci mais aussi en fonction de l'influence que chaque cellule a sur les cellules voisines.

Un grand nombre d'auteurs a utilisé cette méthode dans le but de créer leurs propres modèles d'évaluation de changement d'utilisation du sol et en ont fait un puissant outil de plus en plus utilisé dans le monde des sciences. Il existe actuellement différents programmes informatiques de simulation dynamique à partir d'automates cellulaires offrant des alternatives pour l'évaluation des changements d'utilisation du sol et de la dynamique des paysages. Il existe également des programmes plus génériques qui permettent à l'utilisateur de construire ses propres modèles d'automates cellulaires personnalisés qui répondent donc de façon spécifique à ses besoins. Les deux types de programmes mentionnés sont tous deux d'une grande utilité en fonction des objectifs d'application des automates cellulaires.

Quelques travaux comme ceux de *Henríquez, Azocar et Aguayo et al.*, 2006, appliqués à la ville de Los Angeles, Chili, ont modélisé le changement de l'utilisation du sol par le biais des automates cellulaires et des chaînes de Markov. Cette modélisation était centrée sur la détermination des changements d'écoulements d'eaux superficielles où, à partir de son application, les auteurs ont réussi à faire le lien entre les implications environnementales que la croissance urbaine pourra avoir sur les systèmes naturels. La plupart des travaux publiés, comme ceux de *Clarke et Gaydos et al.*, 1988, *Buzai et al.*, 2001, *Pascual Rosa, V., Aguilera Benavente, F., Plata, W., Gómez Delgado, M. et Bosque Sendra, J. et al.*, 2010, *Khalid Al-Ahmadi, Alison Heppenstall, Linda See et Jim Hogg, Sante, Gracia et Miranda et al.*, 2010, *Zhang, Ban, Liu et Hu et al.*, 2010, étaient centrés sur la croissance des zones urbaines à partir d'automates cellulaires et visaient à connaître les facteurs ayant une influence sur la dynamique et la croissance des zones urbaines.

D'autres travaux comme ceux de *Castillo Romano et Brena Zepeda* abordent l'application des automates cellulaires pour la modélisation prospective au niveau du bassin hydrographique et leurs objectifs sont la reconnaissance de la dynamique des usages du sol présents dans le bassin ainsi que l'évaluation de la dynamique paysagiste dans son ensemble.

Aguilera Benavente, Valenzuela Montes et Bosque Sendra et al., 2010 soutiennent que ce grand intérêt pour la modélisation des phénomènes urbains par le biais de modèles reposant sur les automates cellulaires s'explique en bonne partie par les récentes transformations urbaines et métropolitaines en Europe. (*Indovina*, 2004; *EEA*, 2006, *Kasanko, et al.*, 2006).

Finalement il est considéré que l'utilisation des outils les automates cellulaires offrent est assez attractive pour l'analyse des patrons de changement de l'ensemble du territoire, en prenant en compte les grands tracés et les grandes tendances de changement. L'utilisation de ces outils aidera à comprendre les influences d'un phénomène de croissance urbaine sur les territoires moins humanisés et sur différents scénarios de pression et de changement.

Les systèmes multi-agents (SMA)

Ils simulent les décisions faites par des agents individuels selon des règles imitant le comportement des agents vis-à-vis d'un objet. Un agent représente une entité réelle ou abstraite pouvant agir sur elle-même, sur une communauté d'agents ou sur les objets de son environnement. La validité des modèles multi-agents dépend de la capacité du modèle à représenter la prise de décision et les interactions.

Ferber (1997), donne la définition suivante d'un agent.

Un agent est une entité physique ou virtuelle :

- qui est capable d'agir dans un environnement ;
- qui peut communiquer directement avec d'autres agents ;
- qui est mue par un ensemble de tendances (sous la forme d'objectifs individuels ou d'une fonction de satisfaction, voire de survie, qu'elle cherche à optimiser) ;
- qui possède des ressources propres ;
- qui est capable de percevoir (mais de manière limitée) son environnement ;
- qui ne dispose que d'une représentation partielle de cet environnement ;
- qui possède des compétences et offre des services ;
- qui peut éventuellement se reproduire, dont le comportement tend à satisfaire ses objectifs en tenant compte des ressources et des compétences dont elle dispose et, en fonction de sa perception, de ses représentations et des communications qu'elle reçoit.

Ces systèmes multi-agents prennent en compte des interactions homme/environnement par l'intermédiaire de deux sous-ensembles : un sous-ensemble représenté par un modèle spatial (cellulaire) et un sous-ensemble de modélisation fondée sur des agents concernant les prises de décision humaines. Un agent est orienté vers un but déterminé, capable d'entreprendre des actions autonomes et de répondre aux changements de son environnement.

Les interactions entre les agents et leur environnement sont gouvernées par des règles que le modélisateur juge pertinentes. Les questions auxquelles le modélisateur doit répondre doivent s'orienter sur comment les externalités spatiales influencent-elles les patrons de l'utilisation des sols? Comment les externalités et les prix des transports interagissent-ils? Comment pouvons-nous mesurer ces influences afin de lier la théorie aux données? Etc.

C'est un ensemble d'agents qui agissent (et interagissent) dans un environnement commun. Pour interagir avec succès, ils auront la capacité de *coopérer*, de *se coordonner* et de *négoier* les uns avec les autres. Le système multi-agents peut-être:

Ouvert : les agents y entrent et en sortent librement

Fermé : l'ensemble d'agents reste le même

Homogène : tous les agents sont construits sur le même modèle

Hétérogène : des agents de modèles différents

Mixte (ou non) : les agents « humains » sont partie intégrante du système (implique ouvert et hétérogène)

Les applications les plus complexes concernent les SMA ouverts, hétérogènes et mixtes mais la plupart des recherches se font sur les systèmes fermés et homogènes (Dung, 2008).

Parmi les nouvelles méthodes, le système multi-agents (SMA) permet de créer des environnements virtuels sur lesquels on étudie les effets des interactions entre différents composants selon l'état des ressources. Il fournit ainsi la possibilité de construire un monde virtuel qui répond à une ou des questions posées par le monde réel. (Dung, 2008).

Actuellement, il existe plusieurs plateformes pour la modélisation et la simulation multi agents comme CORMAS, NetLogo, Swarm, Repast, MASON, GAMA (Gis and Agent-based Modelling Architecture).

NetLogo est un langage de programmation multi-agents et un environnement de la modélisation pour la simulation des phénomènes naturels et sociaux. Il est particulièrement bien adapté à la modélisation des systèmes complexes évoluant dans le temps. Les modélisateurs peuvent attribuer des instructions à des centaines ou des milliers d'agents indépendants afin de faire simultanément des opérations (Dung, 2008).

Historiquement, NetLogo est la génération qui suit des séries des langages de la modélisation multi-agents y compris StarLogo. NetLogo est l'application autonome écrite en Java, il peut donc fonctionner sur toutes les plateformes de calcul majeures. Avec 13 ans de développement, c'est un logiciel gratuit qui possède une très bonne documentation ainsi qu'une collection large de modèles d'exemplaires (Dung, 2008).

Evaluation comparative des outils pour la simulation :

NOM	Points forts:	Limites:	Source :
SpaCelle : « Système de production d'Automate Cellulaire Environnemental »	Points forts: <ul style="list-style-type: none"> La structure du langage de modélisation est proche du langage naturel, chaque couche possède un nombre fini d'états qualitatifs, pas de programmation informatique. <u>Les données spatiales peuvent être importées depuis des couches SIG</u>, interface de modélisation qui associe les données dans la même fenêtre. 	Limites: <ul style="list-style-type: none"> - AC de type réactif, et donc pas d'interactions (un automate n'est capable que de changer son propre état; il n'y a pas de transfert d'énergie d'une cellule à une autre) fortement contraint par les fonctions et primitives disponibles états qualitatifs seulement pas d'intervention possible sur les graphiques (un type de graphique est proposé qui trace les courbes de tous les états à l'instant t) possibilité de sortir seulement les transitions en fichier ascii. 	P.Langlois – Labo MTG – UMR IDEES 6063 CNRS – Univ. Rouen
NetLogo : Environnement de modélisation programmable à base de «primitives» Est une extension du langage de programmation Logo (langage propre = plus simple que Java ou ObjectiveC)	<ul style="list-style-type: none"> un grand nombre de primitives et de structures de haut-niveau. un gestionnaire d'analyse de l'«espace des paramètres» simple à utiliser. possibilité de faire de la modélisation de systèmes dynamiques (de type Forrester). une prise en main assez rapide pour des modèles simples. permet de réaliser des prototypes complexes. 	<ul style="list-style-type: none"> Demande une vraie compétence en programmation pour réaliser des prototypes complexes avec peu d'agents, 4 classes d'entités mais 1 seul onglet de programmation, ce qui restreint considérablement la logique d'organisation du code (surtout pour des codes longs), espace non vectoriel / mono couche La dimension de la grille ne peut être définie à partir de la lecture d'un fichier en entrée (grid ou ASCII). 	«Jeunes Chercheuses – Jeunes Chercheurs»

<p>CORMAS :</p> <p>Est un produit de l'équipe GREEN du CIRAD. Il est développé en Small Talk à partir de l'environnement de développement Visual Works</p>	<ul style="list-style-type: none"> • un cadre conceptuel bien adapté à des problématiques « espace / société ». • un cadre de construction de modèle bien explicite (entités - ordonnanceur - points de vue). 	<ul style="list-style-type: none"> • demande une vraie compétence en programmation (Small Talk). • éparpillement des bouts de programme dans Visual Works . 	<p>«Jeunes Chercheuses – Jeunes Chercheurs»</p>
<p>Mireks Celebration:</p>	<ul style="list-style-type: none"> • un des programmes ayant le plus de contrôle • Totalement programmable en C++. 	<ul style="list-style-type: none"> • règles déterministes, comportement monotonique, changement d'états seulement; ne permet pas l'intégration d'expressions complexes 	<p>Reynoso, 2007</p>
<p>Golly :</p> <p>Est un code ouvert, une "cross-platform application" servant à explorer le jeu de la vie de Conway et d'autres automates cellulaires. Les principaux auteurs sont Andrew Trevorrow et Tom Rokicki, avec la contribution de Tim Hutton, Dave Greene, Jason Summers, Maks Verver et Robert Munafo.</p>	<ul style="list-style-type: none"> • code ouvert, outil assez professionnel, totalement programmable en python, multicouche, documentation exhaustive. 	<ul style="list-style-type: none"> • importante connaissance de programmation, la dimension de la grille ne peut pas être définie à partir de la lecture du fichier grid. 	<p>Reynoso, 2007</p>

1.1. Choix d'une méthode et d'un modèle de simulation

Selon (Aguejdad, 2011) les automates cellulaires sont les plus aptes à prendre en compte afin d'évaluer les effets des changements d'usage des sols sur l'environnement pour les deux raisons suivantes: l'intégration de facto de l'environnement à partir des règles de transition et la capacité des AC à être spatialement explicites, ce qui permet de représenter assez facilement les paysages et d'évaluer l'impact de l'urbanisation sur la biodiversité.

Dans ce travail nous considérons aussi que les automates cellulaires sont les plus adaptées à la problématique pour les raisons exposées, mais également pour les facilités d'intégration des données spatiales importées depuis des couches SIG.

L'automate cellulaire sélectionné correspond à SpaCelle, et est considéré comme le modèle le plus adapté aux besoins du projet de recherche. SpaCelle est un logiciel qui fonctionne exactement selon le principe général des automates cellulaires. Néanmoins il fonctionne sur un certain nombre de principes généraux qui sont considérés comme pertinents par rapport au travail à réaliser. Dans un premier temps SpaCelle permet l'intégration de couches d'information dans un format GRID ASCII, ce qui facilite l'intégration du système d'information géographique dans le système de simulation.

Dans un deuxième temps, le principe de fonctionnement à partir des règles de transition spatiale est très intéressant d'un point de vue de la simulation de la dynamique urbaine dont l'objectif est l'évaluation du comportement général du système à étudier et dont la vision est d'identifier les grandes tendances de changement sur les structures du paysage. De même, la possibilité qu'offre l'utilisateur de créer et de définir ses propres règles de transition en fonction des connaissances du phénomène étudié est bien appréciée. Enfin, un autre aspect de différenciation par rapport à d'autres automates cellulaires ou à d'autres modèles de simulation est qu'il s'agit d'un système assez simple et facile à acquérir, ce qui permet l'élaboration d'une méthode reproductible dans toute son expression. Il existe un grand nombre de documents décrivant amplement le fonctionnement de SpaCelle.

1.2. Identification des règles de transition spatiale

Les règles de transition spatiale expliquent la transformation d'un état à un autre et cette transformation dépend de la force de vie propre à chaque individu et des forces d'interaction et de concurrence des individus qui évoluent dans leur environnement. Chaque individu est soumis à des interactions environnementales qui peuvent entraîner leur transformation en un autre état (*Patrice Langlois, 2004*).

Les règles de transition se construisent ou plutôt s'interprètent à partir de la base de connaissances du territoire étudié, dans ce cas l'analyse de la dynamique des changements ayant eu lieu durant les périodes 1975 -1990 et 1990 – 2011. L'information résultante des analyses des périodes servira de base de définition des règles de transition spatiale et celles-ci permettront la simulation des changements possibles.

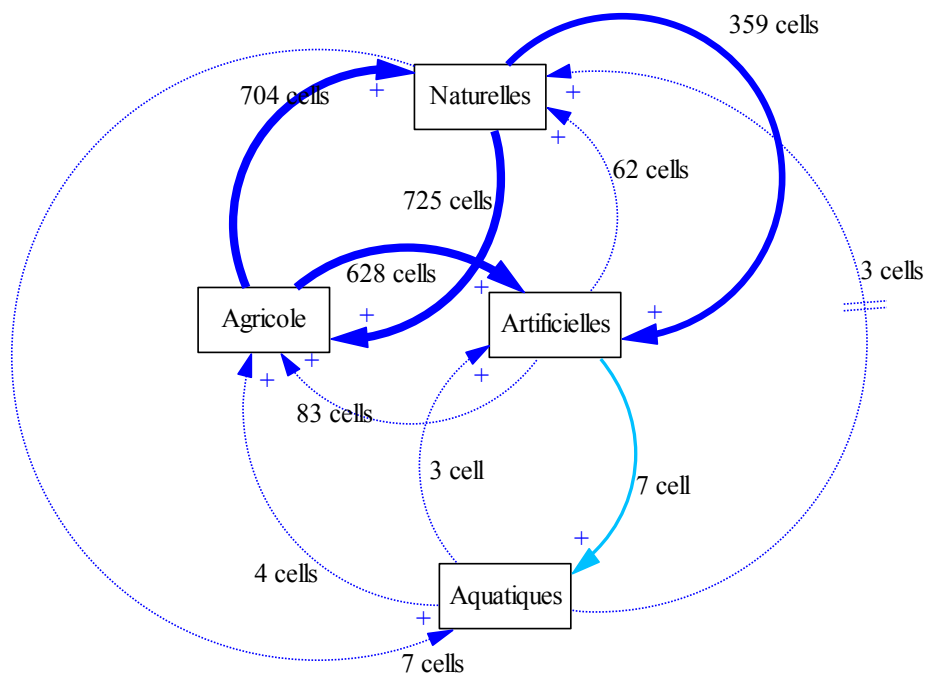
Les règles de transition déterminent les changements d'état des cellules en fonction de l'état initial de la cellule et de l'état des cellules voisines. En d'autres termes il s'agit d'une séquence discrète de temps et d'itérations, dans laquelle s'appliquent les règles d'évolution pour chaque état et cet état change ou se maintient en accord avec ces règles de transition.

Période 1975 -1990

Tableau 5 : Nombre de cellules qui ont changé entre 1975 et 1990

Trajectoires	Cellules	Hectares
agricoles à naturelles	704	13,023.04
artificielles à naturelles	62	1,146.92
aquatiques à naturelles	3	55.50
naturelles à agricoles	725	13,411.51
artificielles à agricoles	83	1,535.39
aquatiques à agricoles	4	73.99
naturelles à artificielles	359	6,641.01
agricoles à artificielles	628	11,617.14
aquatiques à artificielles	3	55.50
naturelles à aquatiques	7	129.49
agricoles à aquatiques	1	18.50
artificielles à aquatiques	7	129.49
total	2,586.00	47,837.47

Le tableau montre le nombre de cellules qui ont changé pour chaque type de trajectoire durant la période 1975-1990 et de la même manière montre l'équivalence du changement en hectares. La taille d'une cellule est de 18.50 hectares (la taille de la cellule est liée à l'échelle géographique utilisée et à l'unité minimale cartographiable de la thématique). La dynamique du paysage est le résultat de la dynamique d'utilisation du sol et des processus naturels qui ont une influence sur le territoire. Le diagramme causal montre les relations et les liens entre structures ou couvertures du sol (la méthodologie de construction d'un diagramme causal a été présentée dans le chapitre 1).



Graphique 40 : Relations causales 1975 - 1990

Les influences les plus notables sont exercées par les zones artificielles, de telle façon que les zones naturelles perdent 359 cellules, qui se transforment en zones artificielles. Quant aux zones agricoles, elles perdent 628 cellules face aux zones artificielles. Les zones aquatiques perdent seulement 3 cellules face aux zones artificielles. Les zones artificielles perdent 7 cellules face aux zones aquatiques, 83 cellules face à l'agriculture et 62 cellules qui transitent vers des zones naturelles ou semi-naturelles. Entre les zones naturelles et les zones agricoles il existe un échange notable, de telle façon que les zones agricoles cèdent 704 cellules aux zones naturelles et que les zones naturelles perdent 725 cellules face à l'agriculture.

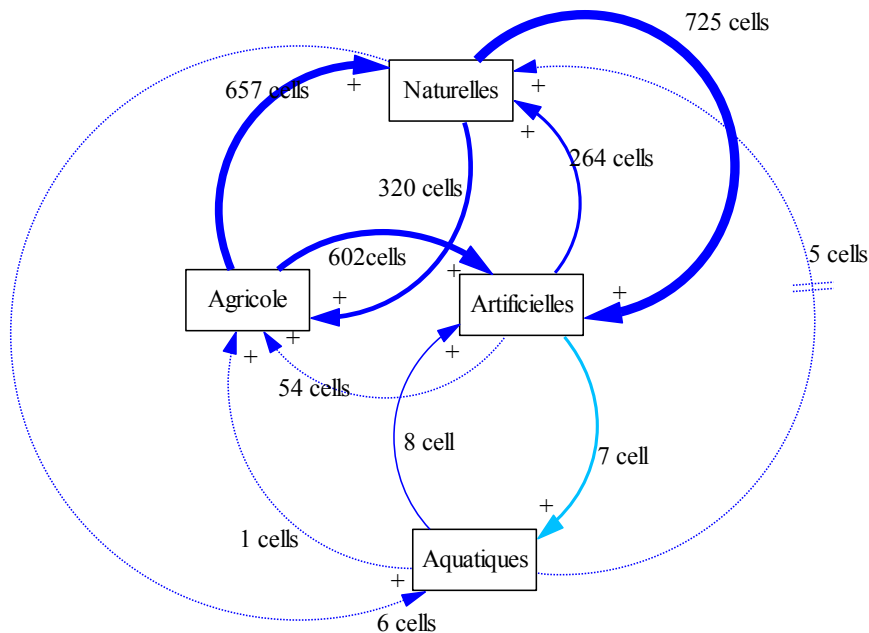
1990 – 2011

Tableau 6 : Nombre de cellules qui ont changé entre 1990 et 2011

Trajectoires	Cellules	Hectares
agricoles à naturelles	657	12,153.60
artificielles à naturelles	264	4,883.64
aquatiques à naturelles	5	92.49
naturelles à agricoles	320	5,919.56
artificielles à agricoles	54	998.93
aquatiques à agricoles	1	18.50
naturelles à artificielles	725	13,411.51
agricoles à artificielles	602	11,136.18
aquatiques à artificielles	8	147.99
naturelles à aquatiques	6	110.99
agricoles à aquatiques	10	184.99
artificielles à aquatiques	7	129.49
total	2,659	49,187.87

Le tableau montre le nombre de cellules qui ont changé pour chaque type de trajectoire durant la période 1990-2011 et de la même manière montre l'équivalence du changement en hectares.

La taille d'une cellule est de 18.50 hectares.



Graphique 41 : Relations causales 1990 – 2011

Sur cette période il est possible d’observer une influence plus forte des zones artificielles sur les zones naturelles par rapport à l’analyse de la période antérieure. En effet, les zones naturelles perdent 725 cellules qui se transforment en zones artificielles mais la pression sur les zones agricoles a légèrement baissé par rapport à la période antérieure, où ces dernières ont perdu 602 cellules face aux zones artificielles. De plus les transitions de l’agriculture vers des zones naturelles ont aussi légèrement diminué, de telle façon que 657 cellules agricoles se transforment en cellules naturelles. Les zones naturelles ont aussi perdu moins de cellules face à l’agriculture par rapport à la période antérieure puisque 320 cellules naturelles se transforment en cellules agricoles.

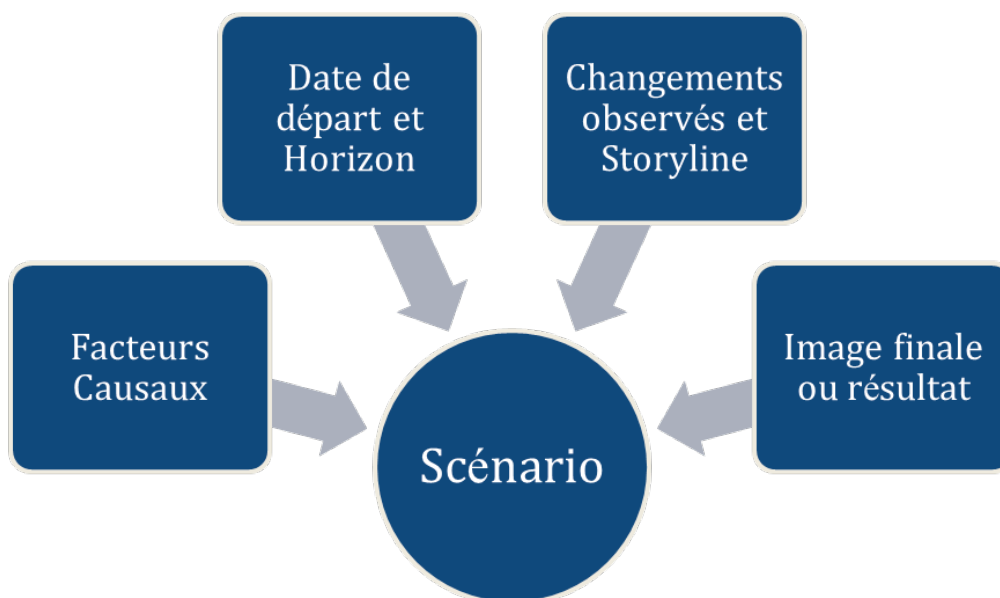
Quant aux zones artificielles, elles perdent plus de superficie face aux zones naturelles étant donné que le nombre de cellules artificielles qui se transforment en cellules naturelles augmente pour atteindre le nombre de 264 cellules.

3.3. Construction des scénarios

Les scénarios de simulation offrent des images de futurs probables, possibles ou souhaitables (Marien, 2002), ce qui n’est pas la même chose que des prédictions strictes du futur avec la possibilité de déterminer de façon précise ce qui arrivera dans le système simulé. Cependant un scénario peut servir à la prise de décisions dans des domaines comme la planification urbaine, l’aménagement du territoire ou encore la gestion des ressources naturelles. Dans ce cas, le travail à faire est d’observer en profondeur les changements potentiels qui auront lieu dans le territoire si les règles de

transition identifiées continuent à avoir une répercussion continue sur le territoire étudié. En fonction de ces possibles transformations le travail à faire est d'observer les effets directs et indirects sur la stabilité des écosystèmes et les possibles ruptures dans la continuité écologique des écosystèmes.

Selon *Gomez-Delgado et al*, (2012); Alcamo, (2001), les scénarios utilisés pour la prise de décisions se caractérisent par le fait d'être constitués des éléments suivants:



Graphique 42 : Éléments constitutifs d'un scénario

Source: Elaboration modifiée de Gomez Delgado et al, (2012)

- Facteurs causaux ou « *driving forces* », qui correspondent aux facteurs qui contrôlent ou dirigent les divers changements qui auront lieu dans l'avenir (Gómez Delgado et al, 2012). Dans ce cas ils correspondent aux influences provoquées par chaque catégorie d'utilisation du sol sur une autre catégorie. Ces influences ont leurs origines dans d'autres causes plus profondes, telles que l'organisation spatiale, la proximité aux centres de population, la proximité aux routes, la dissection verticale, etc.
- Date de départ et horizon temporel. Ces éléments établissent la date de début du scénario et la date pour laquelle est obtenue l'image finale ou le résultat du scénario. (Gómez Delgado et al, (2012).
- *Storyline* est un des aspects les plus importants du scénario, et correspond à la narration qui décrit les principales caractéristiques du scénario, les changements qui se produisent, ainsi que les principaux facteurs moteurs qui régissent de tels changements (Gómez Delgado et al, 2012).

- Image finale ou résultat. Montre graphiquement et quantitativement les résultats du scénario.

3.3.1. Scénarios d'exploration

Les paragraphes suivants présentent des scénarios quantitatifs qui permettent de décrire les évolutions possibles en fonction des différents comportements observés dans les analyses des changements historiques. Ces scénarios appelés exploratoires offrent différentes possibilités de changement des structures, ce qui permet de choisir les éléments les plus appropriés pour la simulation des scénarios de transformation à partir d'automates cellulaires.

Tendance des changements

Les éléments disponibles jusqu'à présent ne représentent qu'une partie du passé du territoire des Alpes-Maritimes. Afin d'établir un scénario de ce qui pourrait se passer dans le futur, il serait nécessaire d'évaluer non seulement les modèles de changement, mais aussi les éléments provoquant ces changements (les forces motrices du changement) ainsi que les éléments limitant les changements.

Pour le calcul des taux de changement, on revient ici à la formule suivante (FAO 1996) :

$$t = (1 - (S1 - S2)/S1)^{\frac{1}{n}} - 1$$

Où: **t** est le taux annuel moyen de changement (exprimé comme une proportion de l'extension présente au début de chaque année), pendant la période comprise entre la date 1 et la date 2. **S1** est l'extension à la date 1 et **S2** est l'extension à la date 2 ; **n** est le numéro d'années écoulées entre les dates 1 et 2.

Croissance exponentielle

Une magnitude qui croît selon une équation purement exponentielle se duplique sur une période constante et c'est la raison pour laquelle il existe un rapport simple entre le taux de croissance en termes de pourcentages d'une variable et les temps nécessaires à une magnitude pour se dupliquer. La période de duplication est d'environ 70-72 divisé par le taux de croissance en pourcentage (**k**) (Meadows et al., 2004).

Période de duplication t_d : est une caractéristique de la croissance exponentielle et se définit comme le temps que tarde un état ou une magnitude $x(t)$ à se dupliquer. Sa détermination expérimentale peut être réalisée à partir de n'importe quel instant de temps puisque c'est une caractéristique inhérente au comportement exponentiel. La période de duplication est inversement liée au taux de croissance par l'expression:

$$t_d = \frac{\ln 2}{k} \cong \frac{0.7}{k}$$

Où:

t_d : période de duplication

k : taux de croissance

La croissance exponentielle se produit de deux manières:

1. Si une entité s'auto reproduit, sa croissance exponentielle est implicite.
2. Si une entité est impulsée par quelque chose qui croît exponentiellement, sa croissance est dérivée d'une force exponentielle.

Il est clair que toutes les magnitudes ne sont pas en constante croissance, cependant quand elles croissent, elles ont tendance à le faire exponentiellement, comme c'est le cas de la population, de l'économie, de la consommation de ressources, de la pollution, etc.

Tableau 7 : Périodes de duplication d'une magnitude avec croissance exponentielle
(*Meadows et al.*, 2004)

taux de croissance annuel (%annuel)	périodes approximatives de duplication (ans)
0.1	720
0.5	144
1.0	72
2.0	36
3.0	24
4.0	18
5.0	14
6.0	12
7.0	10
10.0	7

Scénario d'exploration A)

Le scénario d'exploration « A » considère comme base de projection le comportement observé sur la période 1975 – 2011

Tableau 8 : Scénario d'exploration A)

Structure comparée	S1 (1975)	S2 (2011)	n (ans)	Changement de surface	T= taux de changement sur une période de temps
Agriculture	40,398.693	14,794.48	36	- 25,604.21	0.394379071
Zones superficielles	12,484.8391	46,213.64	36	33,728.80	3.72974809
Naturelles et semi nat	376,548.753	367,653.37	36	-8,895.38	1.00454372
Cours d'eau	338.6424	626.89	36	288.25	1.879356083

La magnitude en croissance (ou en processus progressif) correspond aux zones artificielles.

Les conditions implicites dans ce scénario montrent que les zones artificielles présentent un comportement progressif de façon continue avec un taux de changement de 3.7%. Selon les calculs de croissance exponentielle pour ±2030, une duplication de la surface artificialisée est possible par rapport à 2011, allant de 46,213.64 à **92,427.28** hectares. Les zones artificielles pourront avoir un impact considérable sur la transformation du territoire.

$$\text{Période de duplication de la magnitude} = \frac{70}{3.72974809}$$

Période de duplication approximative de la magnitude = (2011 + 19 ans = 2030)

Scénario d'exploration B)

Le scénario d'exploration « B » considère comme base de projection le comportement observé sur la période 1990 – 2011

Tableau 9 : Scénario d'exploration B)

Structure comparée	S1 (1990)	S2 (2011)	N (ans)	Changement de surface	T= taux de changement sur une période de temps
Agriculture	31,135.27	14,794.48	21	-16,340.78	0.52393903
Zones Artificielles	27,887.37	46,213.64	21	18,326.28	1.705924443
Naturelles et semi nat	369,811.20	367,653.37	21	-2,157.83	1.042936106
Cours d'eau	501.55	626.89	21	125.35	1.298689188

La magnitude en croissance (ou en processus progressif) correspond aux zones artificielles.

Les conditions implicites dans ce scénario montrent que les zones artificielles présentent un comportement progressif de façon continue avec un taux de changement de 1.70 %. Selon les calculs de croissance exponentielle pour ±2053, une duplication de la surface artificialisée est possible par rapport à 2011, allant de 46,213.64 à **92,427.28** hectares. Les zones artificielles pourront avoir un impact considérable sur la transformation du territoire.

$$\text{Période de duplication de la magnitude} = \frac{70}{1.705924443}$$

Période de duplication approximative de la magnitude = (2011 + 42 ans = 2053)

Conclusion par rapport aux scénarios exploratoires

Les résultats des scénarios A et B présentent des différences diamétrales quant à la magnitude des changements et cela permet de constater que les changements qui ont eu lieu entre 1975 et 1990 maintiennent un comportement avec une distance considérable par rapport à ce qui s'est passé sur les 21 dernières années. Tout d'abord parce que les influences sur l'agriculture ont été fortement modifiées tout au long de la période 1990 – 2011 en générant un échange plus remarquable entre les diverses catégories d'occupation du sol par rapport à la période antérieure (1975 – 1990) où la pression nette a presque été exclusive sur les structures agricoles et c'est pour cette raison que ces dernières ont perdu plus de la moitié de leur surface face à l'artificialisation et l'abandon des terrains productifs.

Il est considéré que le comportement de la période 1975 – 1990 ne sera pas utilisé comme base de la simulation du scénario de transformation future (2050) pour les raisons suivantes:

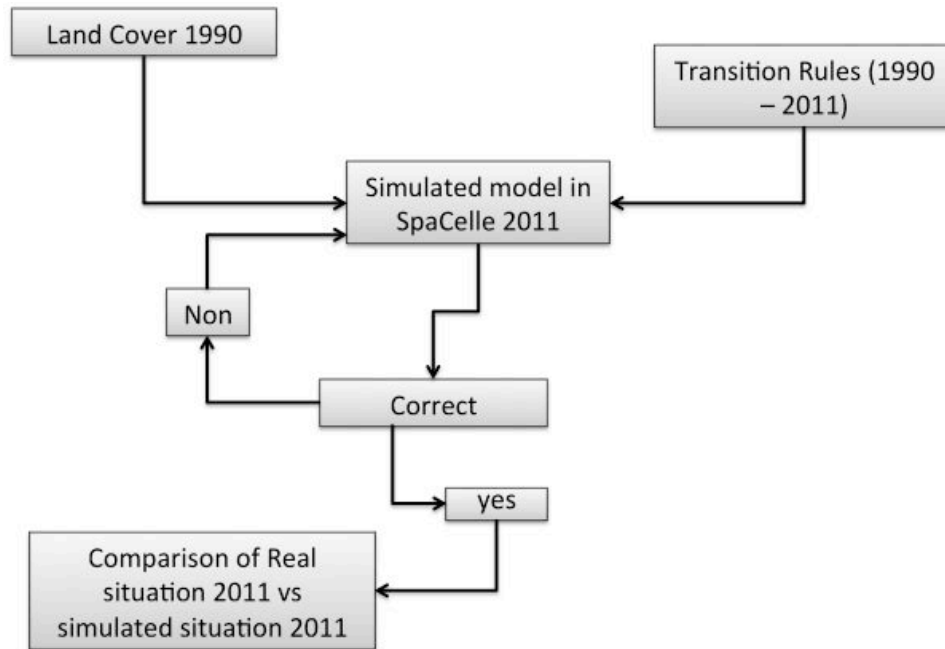
1.- Il n'est pas possible de reproduire les conditions de changements sur l'agriculture car la surface agricole ne présente pas les mêmes caractéristiques de distribution spatiale et actuellement elle se trouve très fragmentée par rapport à 1975, où cette structure a occupé de grands ensembles bien compacts ;

2.- L'attractivité de la bande littorale pour le développement des activités urbaines et d'artificialisation a provoqué un déplacement et dans certains cas le maintien des zones agricoles relativement éloignées de la bande littorale de telle façon que la pression de changement sur les zones agricoles observée entre 1975 et 1990 n'est pas la même que la pression actuelle et celle-ci a un niveau d'intensité différent sur ces structures agricoles ;

Pour les raisons exposées a été choisi le comportement spatial et les règles identifiées pour la période 1990 – 2011 comme base de la simulation du scénario de transformation territorial à l'horizon 2050.

3.3.2. Etalonnage du modèle de simulation

Avant de réaliser les modélisations des possibles changements du paysage à venir, un étalonnage du modèle consistant en l'élaboration d'une simulation de la situation en 2011 à partir de la thématique 1990 a été établi. Cet étalonnage considère les règles de transition spatiale identifiées à partir de l'analyse du changement d'utilisation du sol. Les résultats de ces modélisations ont ensuite été comparés avec les résultats de la situation "réelle" selon la thématique 2011.



Graphique 43 : Résumé schématique de l'étalonnage du modèle

L'étalonnage du modèle de simulation a été réalisé à partir de trois approches différentes. La première consiste en l'interprétation visuelle du modèle. Pour avoir une comparaison quantitative des similitudes des cartes issues des simulations avec les cartes thématiques réelles et simulées, ont été utilisées les statistiques Kappa. Enfin, la troisième méthode consiste à évaluer la cohérence en termes morphologiques des caractéristiques du modèle.

Pour la réalisation de l'évaluation statistique a été utilisé le module VALIDATE d'IDRISI. Ce module offre une analyse statistique qui permet de répondre aux questions suivantes:

- 1.- Quel est le niveau d'accord entre les cellules de chaque catégorie en termes de quantité ?
- 2.- Quel est le niveau d'accord entre les cartes en termes de position des cellules de chaque catégorie ? (Pontius, 2006).

Les différents niveaux d'information fournis par VALIDATE sont décrits dans les expressions suivantes:

Expression N(n)

N(n) est le niveau de concordance dû au hasard, qui est l'accord entre la carte de référence et la carte simulée. Il considère toutes les cellules de chaque catégorie.

Expression N(m)

N(m) est la concordance entre la carte de référence et une carte qui a une distribution de m entre les différentes catégories dans chaque cellule, où m désigne un vecteur de la répartition des catégories dans la carte de comparaison. N(m) est équivalent à l'accord entre la carte de référence et une carte de comparaison modifiée, où la modification est de rendre aléatoire les emplacements des cellules à l'intérieur de la carte des premières comparaisons.

Expression H(m)

H(m) est la concordance entre la carte de référence et une carte de comparaison modifiée, où la modification est de rendre aléatoire les emplacements des cellules dans chaque strate de la carte de comparaison. Lorsque la modification rend aléatoire l'emplacement des cellules de la grille, chaque cellule reste dans sa strate (aucune cellule de la grille ne se déplace au delà des limites des strates).

Expression M(m)

M(m) est la concordance entre la carte de référence et le plan de comparaison non modifié. Il s'agit de la proportion des cellules de la grille correctement classées, qui est la mesure la plus couramment utilisée de l'accord entre les cartes. Toutefois, M(m) est difficile à interpréter car une proportion étonnamment importante du paysage peut être correcte due au hasard. En outre, M(m) confond l'accord dû à la quantité et l'accord dû à l'emplacement.

Expression K(m)

K(m) est la concordance entre la carte de référence et une carte de comparaison modifiée lorsque la modification est de réarranger aussi parfaitement que possible les emplacements des cellules dans chaque strate de la carte de comparaison afin de maximiser l'accord entre la carte de comparaison modifiée et la carte de référence. La méthode de modification change l'emplacement des cellules de la grille, avec la contrainte que chaque cellule reste dans sa strate (aucune cellule de la grille ne se déplace au delà des limites des strates).

Expression P(m)

P(m) est la concordance entre la carte de référence et une carte de comparaison modifiée, lorsque la modification est de réarranger aussi parfaitement que possible les emplacements des cellules au sein de la carte de comparaison afin de maximiser l'accord entre la carte de comparaison modifiée et la carte de référence. La méthode de modification change l'emplacement des cellules de la grille n'importe où dans la carte de comparaison (le réarrangement de la localisation des cellules de la grille est autorisé à se produire au delà des limites de la strate). Donc $P(m) = 1$ si et seulement si la distribution des proportions m dans le plan de comparaison est la même que la distribution de proportions p dans le plan de référence.

Expression P(p)

P (p) est une concordance parfaite, qui est la concordance entre la carte de référence et une carte qui a une information parfaite de quantité et d'emplacement. Par conséquent, P(p) est toujours égal à 1.

“VALIDATE” offre aussi le traditionnel Index Kappa (Pontius, 2006). Cet index se compose de: [1] “Kappa for no information” (appelé Kno et qui mesure les manques d’information), [2] “Kappa for grid-cell level location” (appelé Klocation qui mesure la similitude de la position et de la distribution des éléments de la carte), et par [3] Kappa for stratum-level location (appelé KlocationStrata qui mesure la coïncidence entre le nombre de cellules).

$$Kno = \{M(m)-N(n)\} / \{P(p)-N(n)\}.$$

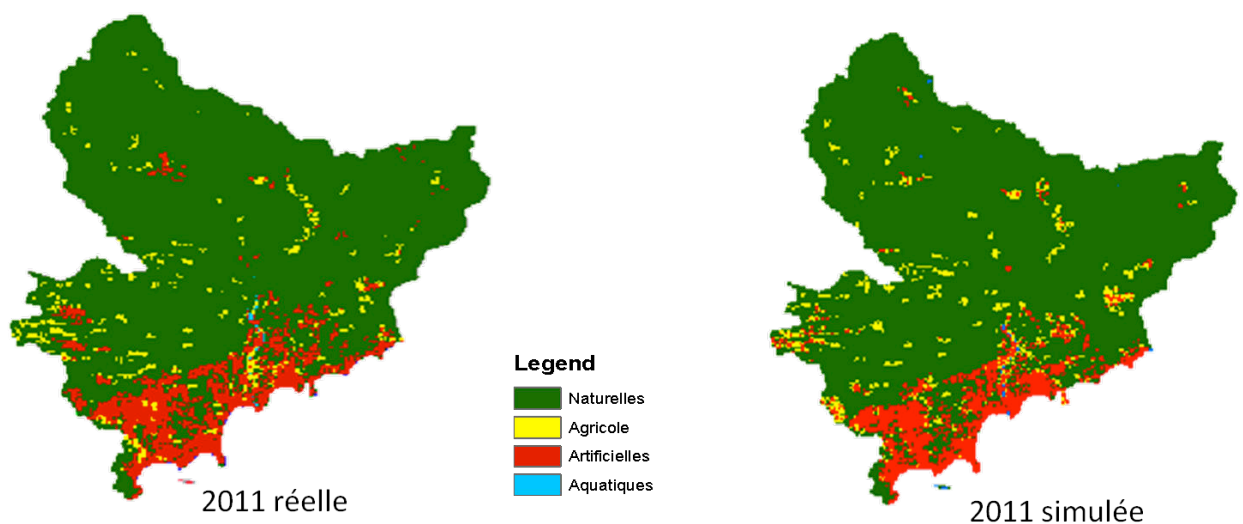
$$Klocation = \{M(m)-N(m)\} / \{P(m)-N(m)\}.$$

$$KlocationStrata = \{M(m)-H(m)\} / \{K(m)-H(m)\}.$$

Tableau 10 : Interprétation de l’index Kappa :

Valorisation de l’index Kappa	Niveau de similitude
< 0.00	Non Significatif
0.00 – 0.20	Faible
0.21 – 0.40	Modéré
0.41 – 0.60	Haut
0.61 – 0.80	Très haut
0.81 – 1.00	Identique

Interprétation visuelle des cartes comparées



Graphique 44 : Résultat de l’étalonnage du modèle

Les résultats de l'interprétation visuelle permettent de déduire que les règles de transition appliquées dans le modèle d'automate cellulaire ont un degré d'approximation avec la réalité acceptable, ce qui permet de générer un modèle de transformation territoriale qui remplira les objectifs de la simulation.

Tableau 11 : Résultat de la validation statistique pour l'étalonnage du modèle

Classification de concordance et de discordance selon la capacité de précision entre quantité et localisation			
Information sur la localisation	No[n]	Medium[m]	Perfect[p]
Perfect[P(x)]	P(n) = 0.0012	P(m) = 0.9935	P(p) = 1.0000
PerfectStratum[K(x)]	K(n) = 0.0012	K(m) = 0.9935	K(p) = 1.0000
MediumGrid[M(x)]	M(n) = 0.0008	M(m) = 0.9466	M(p) = 0.9457
MediumStratum[H(x)]	H(n) = 0.0002	H(m) = 0.4377	H(p) = 0.4370
No[N(x)]	N(n) = 0.0002	N(m) = 0.4377	N(p) = 0.4370
AgreementChance =	0.0002	DisagreeGridcell =	0.0468
AgreementQuantity =	0.4375	DisagreeStrata =	0
AgreementStrata =	0	DisagreeQuantity =	0.0065
AgreementGridcell =	0.5089		
	Klocation =	0.9157	
	KlocationStrata =	0.9157	
	Kno =	0.9466	
	Kstandard =	0.9051	

Les résultats des comparaisons montrent une similarité globale (**KStandard**) très forte quant à la quantité de cellules coïncidentes (**KlocationStrata**), la similitude de la position (**Klocation**), la distribution des éléments de la carte et la similarité de quantité. Il est important de signaler que l'index Kappa, dans ce type de comparaisons, tend à avoir des probabilités d'être très élevé (Gomez Delgado et al, 2012), comme dans ce cas, étant donné que dans cette comparaison la superficie préexistante est prise en compte avec les nouvelles superficies simulées, de façon que généralement la superficie d'utilisation du sol simulée est plus petite que la superficie qui existait déjà ; par conséquent, la correspondance augmente significativement. Cependant les résultats de l'interprétation visuelle apportent une certitude par rapport à la précision des possibles zones de pression de changement, qui, en réalité correspondent à ce qui est prétendu être identifié dans ce travail de recherche.

Ensuite, l'objectif étant d'évaluer le niveau de similitude entre les cartes en termes morphologiques, ont été utilisées les métriques de l'écologie du paysage. Ces métriques seront utilisées pour l'obtention d'information concernant la proximité entre les éléments des deux cartes comparées, ainsi que la forme des ces éléments et leurs surfaces.

Interprétation des métriques du paysage

Les métriques du paysage fournissent des informations numériques qui peuvent apporter une vision des similitudes entre les deux cartes au niveau des parcelles et qui peuvent indiquer si les résultats de la simulation suivent les mêmes patrons de superficie, de forme, de distribution spatiale et surtout de point de vue morphologique de la similitude, ce qui apporte un degré plus important de solidité aux résultats du modèle que la simple application de l'index kappa et de ses variantes. (Gomez Delgado et al, 2012).

Tableau 12 : Interprétation des métriques du paysage

Carte	FD	Patches Index	Diversité de Shannon	Densité des contours
Réelle	1.44	7.64	0.48	0.19
Simulée	1.43	7.03	0.49	0.20
Différence globale	-0.01	-0.61	0.005	0.0003

Patches Index (Shape Index): rapport aire/périmètre ajusté à un carré ou à un cercle. Quand la forme est compacte, l'index a une valeur de 1. Cette valeur augmente en fonction de l'irrégularité des formes.

Dimension fractale de la parcelle moyenne (FD) : mesure la complexité des formes, sa valeur se situe entre 1 et 2. Les valeurs proches de 1 correspondent aux périmètres très réguliers, et les valeurs proches de 2 correspondent à des formes très complexes.

Shannon Diversity Index : L'indice « *diversité de Shannon* » permet de déterminer, dans un voisinage, le nombre de types d'occupation du sol présents en proportion approximativement équivalente. Cet indice traduit la diversité du paysage : plus l'indice est élevé et plus le nombre de types d'occupation du sol présents dans les mêmes proportions est élevé.

Densité des contours: L'indice de « densité des contours » permet de calculer dans un voisinage la longueur des contours par hectare. Cet indice traduit la complexité des formes présentes dans le paysage : plus la densité des contours est élevée, plus le paysage est complexe et plus les unités sont imbriquées les unes dans les autres.

Les résultats de l'évaluation à partir des métriques du paysage permettent de constater que les règles de transition reproduisent avec un degré de certitude acceptable le comportement spatial et morphologique pendant la simulation.

3.3.3. Construction des scénarios de simulation

L'ensemble de l'analyse historique des changements d'utilisation du sol des 40 dernières années, l'analyse du comportement spatial, l'identification des règles de transition et la calibration du modèle ont permis la génération du scénario suivant de transformation territoriale pour le département des Alpes maritimes à l'horizon 2050.

Un des aspects à considérer à travers les simulations est la vérification de l'hypothèse dérivée du scénario d'exploration "B", dans lequel il est considéré que pour ± 2053 , la superficie des zones artificielles pourraient être dupliquée par rapport à 2011, en passant de 46,213.64 à **92,427.28** hectares, l'équivalent à une occupation d'environ **21%** de la superficie totale du département par les zones artificielles.

Traduction des règles de transition spatiale identifiées en langage de simulation SpaCelle.

SpaCelle (*Système de Production d'Automate CELLulaire Environnemental*) est un automate cellulaire spatial (2D) à base de règles de transition. Le modèle qui définit la dynamique de l'automate n'est pas préprogrammé, c'est l'utilisateur qui le définit entièrement par les règles de transition et le mode de vie des cellules. SpaCelle a été développé par *Patrice Langlois*, (2000) de l'Université de Rouen, France.

SpaCelle est une plateforme de modélisation où le logiciel ne contient lui-même aucun modèle. C'est l'utilisateur qui crée son propre modèle. Néanmoins il fonctionne sur un certain nombre de principes généraux, appelés *méta-modèles*. (*Dubos-Paillard et Langlois*, 2003).

Tableau 13 : Règles de transition spatiales

Définition des états		Règles d'interaction	
Etats	Force de vie	Règles spatiales de transition	Interprétation
E1:Naturels	300 ans	$E1 > E2 = AL(2,21)$	Deux cellules naturelles pourront devenir aquatiques tous les 21 ans de façon aléatoire s'il y a des cellules aquatiques dans le rayon 1 du voisinage
E2:Aquatiques	Indéfini	$E2 > E4 = AL(1,21)$	Une cellule aquatique peut devenir artificielle tous les 21 ans de façon aléatoire
E3:Agricoles	100 années	$E3 > E4 = AL(31,1) + PV(E4,1)$	Les zones agricoles peuvent devenir artificielles s'il y a des cellules artificielles dans le rayon 1 du voisinage
E4: Artificiels	Indéfini	$E1 > E4 = AL(21,1) + PV(E4,2) * ZV(E3,3) * PV(E0,2)$	Les zones naturelles peuvent devenir artificielles quand les zones artificielles sont proches, qu'il n'y a pas d'agriculture proche, et s'il existe une route ou une intersection à proximité
E5: Naturels protégés	Indéfini	$E1 > E3 = AL(15,1) * PV(E3,1)$	Les zones naturelles peuvent devenir agricoles, s'il y a des zones agricoles à forte proximité.
E6 : Naturels avec contraintes du relief	Indéfini	$E3 > E1 = AL(31,1) * ZV(E4,1)$	Les zones agricoles peuvent devenir naturelles tous les ans s'il n'y a pas de cellules agricoles dans le voisinage
E0 : Voies de communication	Indéfini	$E4 > E1 = AL(12,1) * ZV(E4,1) * ZV(E3,1)$	12 cellules artificielles peuvent devenir naturelles tous les ans de façon aléatoire, s'il n'y a pas de cellules artificielles dans le voisinage 1 et s'il n'y a pas de cellules agricoles dans le rayon 1 du voisinage
		$E4 > E3 = AL(3,1) * ZV(E4,1) * PV(E3,2)$	3 cellules artificielles peuvent devenir agricoles tous les ans de façon aléatoire, s'il n'y a pas de cellules artificielles dans le voisinage 1 et s'il y a des cellules agricoles dans le rayon 2 du voisinage
		$E5 > E5 = EP(100)$	Les zones protégées restent protégées sur une durée de 100 ans

Caractéristiques de la simulation

Chaque itération représente une année. 2011 est l'année de début de la simulation et après avoir complété les 39 itérations, se produit le scénario de transformation territoriale à l'horizon 2050.

Ensemble d'états: 7

Il existe dans le modèle 7 états différents, comme cela a été mentionné dans la définition des règles de transition spatiale. Les états sont:

- Naturels

Ce sont les espaces occupés principalement par des structures naturelles ou semi naturelles dans lesquelles il n'y a pas d'éléments qui limitent considérablement le développement d'activités d'urbanisation ou d'artificialisation.

- Aquatiques

Ces espaces correspondent aux superficies aquatiques et aux courants hydriques superficiels comme des ruisseaux, des rivières, etc.

- Agricoles

Ces espaces correspondent aux zones agricoles en général. Elles ne se distinguent pas par le type d'activités spécifiques réalisées (culture, élevage, pâturage, etc.)

- Artificiels

Ces espaces correspondent à toutes les zones urbaines, semi-urbaines, industrielles, résidentielles, récréatives, etc.

- Naturels protégés

Ces espaces correspondent aux zones naturelles protégées ZPS (Zones de Protection Spéciale)

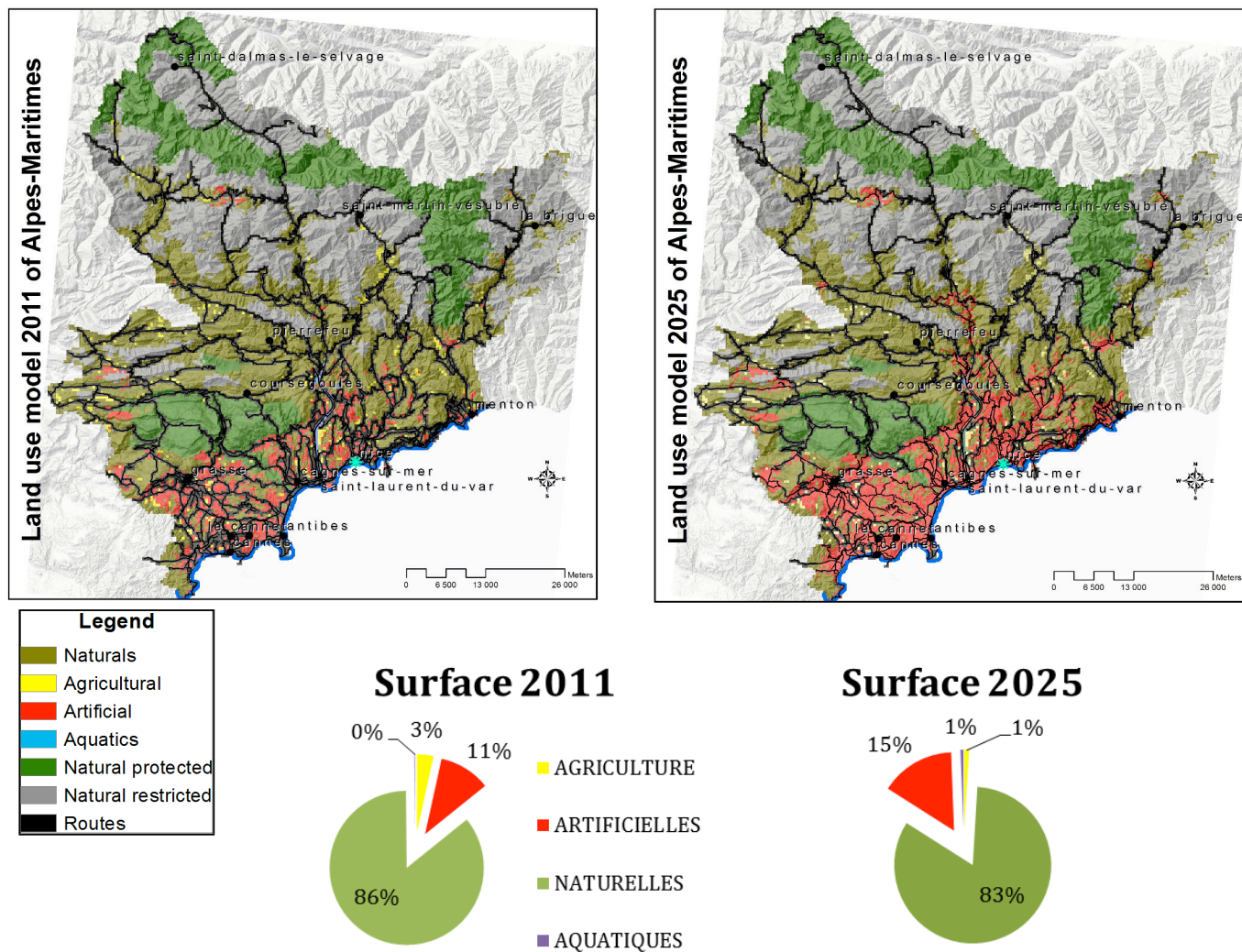
- Naturels avec contraintes du relief

Ces espaces correspondent aux zones naturelles qui ont une géomorphologie définie comme "hautes montagnes moyennement disséquées, de moyennement disséquées à très fortement disséquées et très fortement disséquées", selon le modèle de dissection verticale.

- Voies de communication

Ces espaces correspondent aux autoroutes et routes principales du département.

3.3.4. Scénario 2025

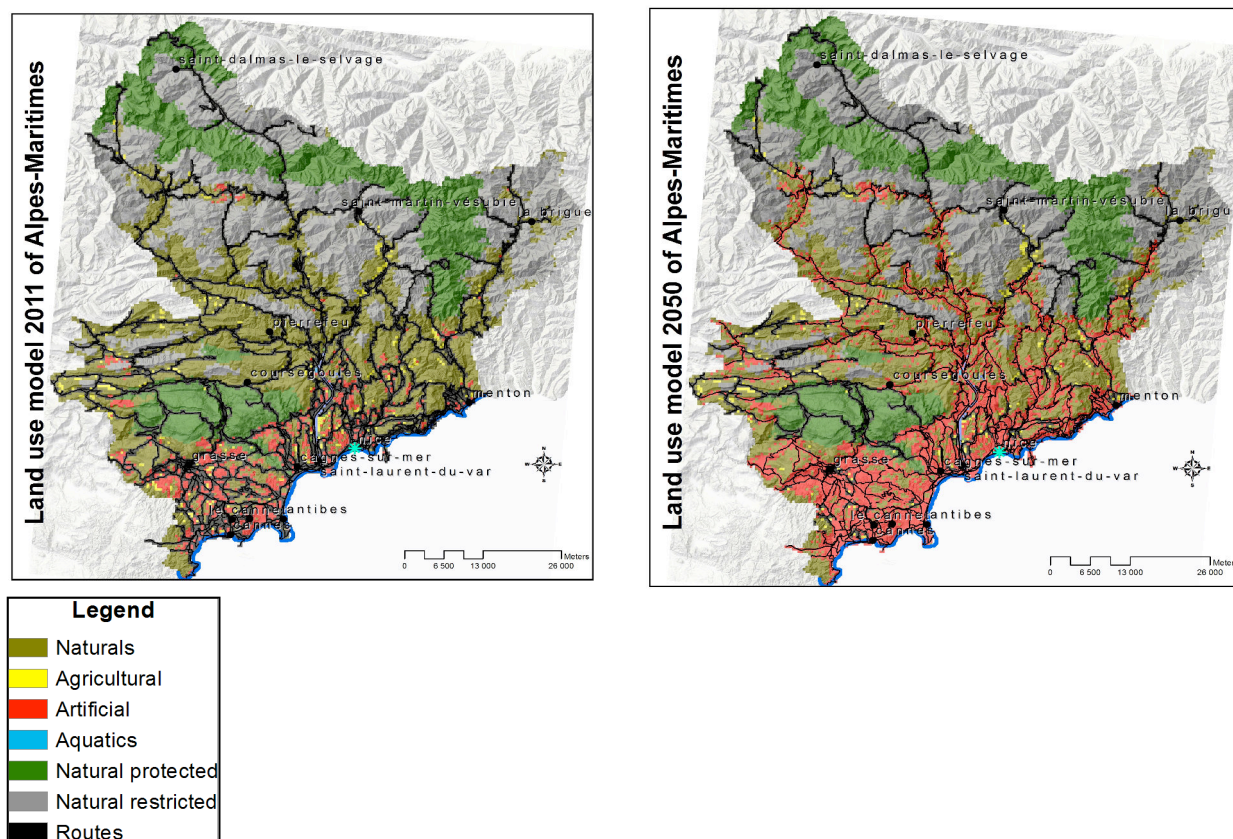


Graphique 45 : Scénario de transformation 2025

Le scénario 2025 montre une possibilité d'augmentation de l'artificialisation notamment sur toute la bande côtière. Il est observé une densification très remarquable des structures artificielles près du littoral et le moyen-pays. Cependant il est aussi possible d'observer qu'il est en train de s'établir une continuité spatiale polycentrique (un sous-centre sur chaque noeud d'intersection est visible) sur la vallée du Var et dans le haut-pays du département. La partie Est du département montre aussi une augmentation de la continuité spatiale de l'artificialisation qui suit les voies de communication et l'accessibilité géomorphologique. En ce qui concerne les zones agricoles, elles ont perdu presque la totalité des surfaces proches de la bande côtière du département. Les zones agricoles qui sont distribuées dans le haut-pays ont connu une diminution moins forte comme il est possible d'apprécier sur les cartes. Les impacts sur les zones naturelles sont aussi présents, surtout dans les zones proches de la bande côtière.

3.3.5. Scénario 2050

Résultats du modèle de simulation 2050



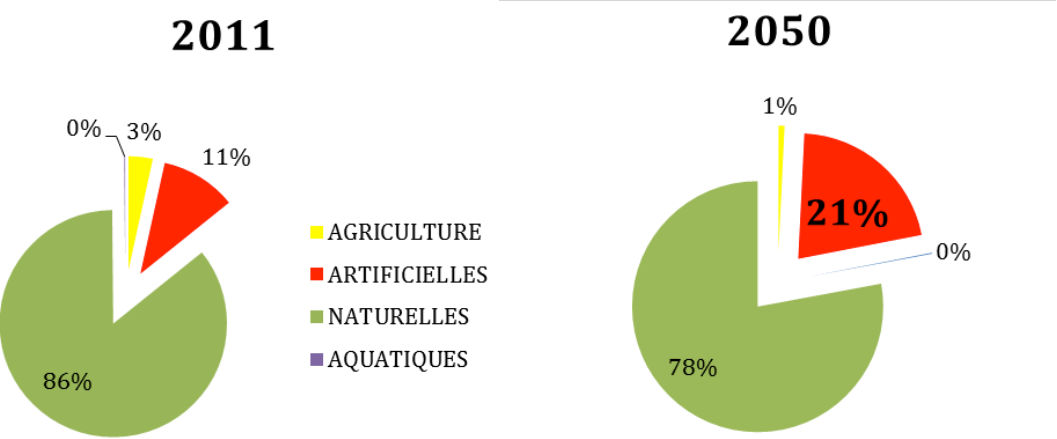
Graphique 46 : Scénario de transformation du paysage des Alpes Maritimes en 2050

Sur la gauche de l'image, il est possible de voir l'année de départ de la simulation et sur l'image à droite, il est possible d'observer les résultats de la simulation à l'horizon 2050 où est mise en évidence la transformation qui a lieu dans le département. Ce scénario montre une évolution progressive de la tendance observée dans le scénario antérieur sur les zones artificielles. En effet, il est possible d'observer une ré-densification des zones proches de la bande côtière et du littoral mais on observe également que l'artificialisation a notamment augmenté dans le moyen et haut-pays, le long des routes et voies de communication et qu'est en train de s'établir une continuité sur les espaces géomorphologiquement accessibles.

En ce qui concerne les zones agricoles, elles n'ont pas changé par rapport à ce qui a été observé dans le scénario antérieur, ce qui peut indiquer que la pression sur les zones agricoles s'est concentrée sur les zones naturelles du haut-pays.

Comme il est possible d’observer, la transformation territoriale se présente de façon différenciée car près de la bande côtière et du littoral se consolident l’urbanisation et l’artificialisation de façon compacte; ceci s’explique par l’exploitation de l’infrastructure présente et par la forte attraction de la zone. De plus, l’image montre la forte influence qu’exercent sur la transformation les routes et voies de communication, qui provoquent une dispersion notable de l’artificialisation dans le moyen et haut-pays du département.

Comme cela a été observé à travers l’analyse des changements, il est notable que la transformation du territoire se présente en fonction des changements dans l’organisation spatiale et il est aussi possible de remarquer que les changements suivent une tendance à la dispersion, en suivant les influences des voies de communication et des voies de transport. Cette dispersion aura comme conséquence un changement profond sur le modèle d’urbanisation historique du département.



Graphique 47 : Scénario de référence 2011

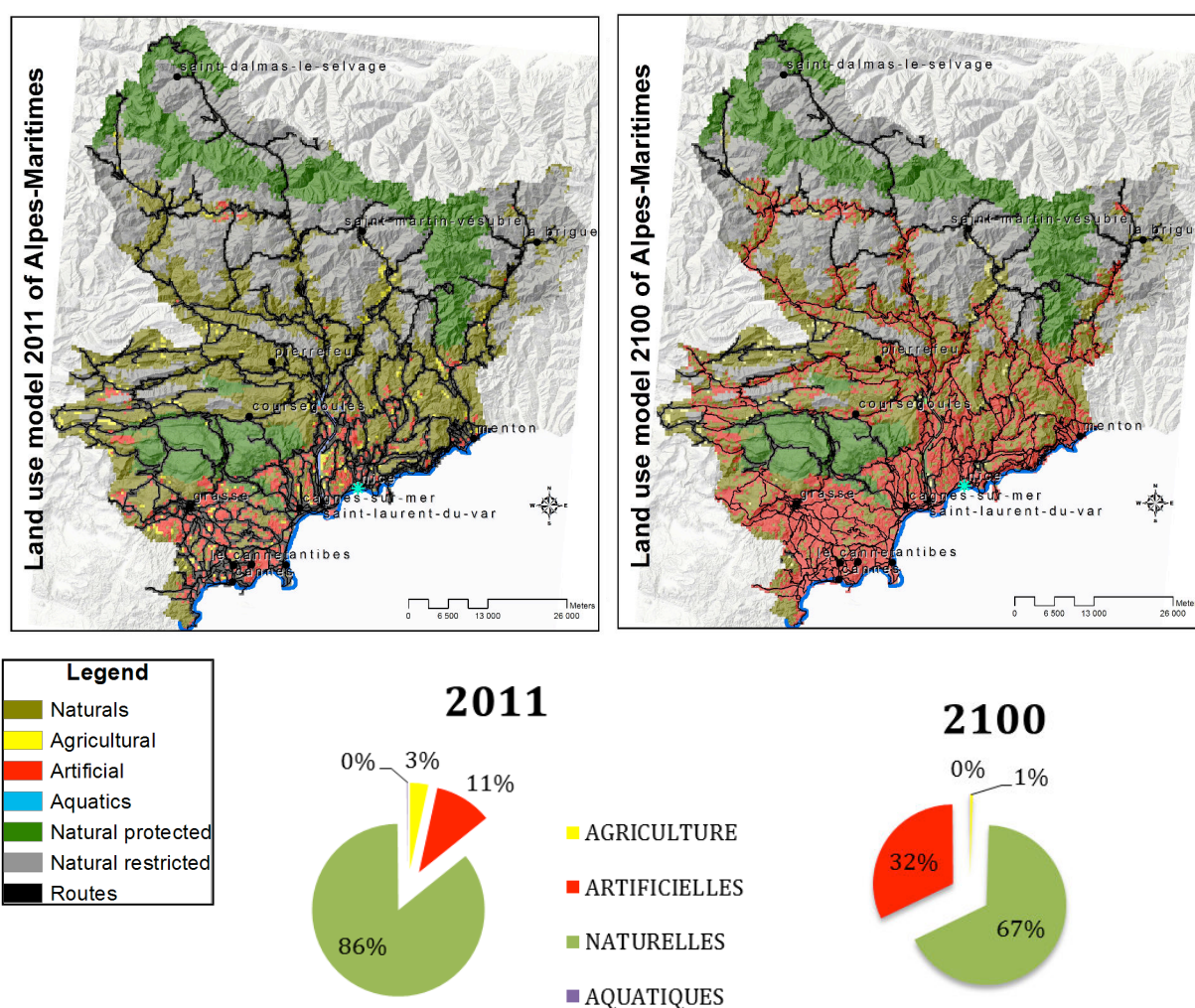
Graphique 48 : Scénario de transformation 2050

Tableau 14 : Comparaison entre le scénario de référence et le scénario de transformation

2011		2050	
Structure	Hectares	Structure	Hectares
AGRICULTURE	14,794.48	AGRICULTURE	3,332.98
ARTIFICIELLES	46,213.64	ARTIFICIELLES	<u>91,419.48</u>
NATURELLES	367,653.37	NATURELLES	336,390.19
AQUATIQUES	626.89	AQUATIQUES	545.98

Les résultats de la simulation montrent une duplication de la superficie artificielle pour 2050. Comme cela a été mentionné dans les paragraphes antérieurs, un des aspects à vérifier à travers la simulation est la preuve de l'hypothèse définie dans le scénario d'exploration "B" qui établit une date de duplication approximative des zones artificielles pour 2053, et prévoit une croissance allant jusqu'à **92,427.28** hectares, l'équivalent d'une occupation d'environ **21%** de la superficie totale du département par les zones artificielles. Même s'il existe un écart de **1,007.80** hectares et d'environ 3 ans entre le modèle simulé et le modèle attendu du scénario d'exploration, en terme général l'hypothèse se confirme, puisque la superficie d'occupation des zones artificielles dans le modèle simulé basé sur les règles de transition 1990 - 2011 équivaut à 21% de la superficie attendue dans le scénario d'exploration "B"

3.3.6. Scénario 2100



Graphique 49 : Scénario de transformation 2100

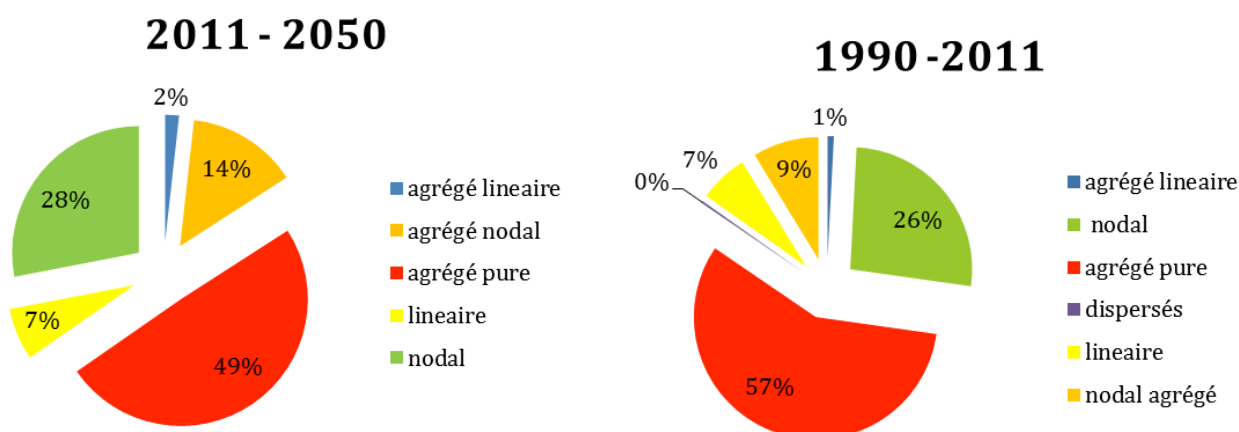
Pour 2100 l'artificialisation a presque triplé par rapport à 2011. Une telle augmentation rend l'artificialisation pratiquement présente sur tout le territoire sauf dans les zones où la géomorphologie rend pratiquement impossible l'artificialisation. Sur la bande côtière il ne reste pas d'agriculture et l'artificialisation est totale. Dans le haut-pays les zones agricoles sont relictuelles et grâce aux routes et voies de communication, l'artificialisation s'est étendue sur tout le territoire. En même temps, l'artificialisation a développé de nouvelles structures bien connectées et densifiées à partir de zones considérées comme zones dispersées dans les scénarios précédents.

3.3.7. Validation du modèle de simulation

Les modèles de simulation comme celui-ci correspondent à des simplifications modestes de la réalité (Gomez Delgado *et al.* 2012) où la complexité de cette réalité est partiellement expliquée et décrite par le modèle. Il n'est pas possible de concevoir un modèle qui représente exactement la réalité comme cela a été mentionné dans les paragraphes et les épigraphes antérieurs; cependant il est possible d'extraire des informations précieuses de ce type de modèle pouvant servir de base à d'autres réflexions plus profondes dans le domaine de la planification et de l'aménagement du territoire. Pour remplir cet objectif, il est indispensable de corroborer que le modèle offre des données valides et même si celles-ci ne reflètent pas « *exactement* » la réalité, elles doivent offrir des résultats cohérents et avec un niveau de précision acceptable.

La méthode de validation consiste à vérifier que le modèle garde le comportement observé dans l'analyse de dynamique historique du département de façon logique et cohérente. Par conséquent la validation consiste à s'assurer que les patrons de changement présentent une tendance "similaire" ou au moins ayant un certain niveau de proximité par rapport au processus observé dans les analyses de changement historique. Etant donné que les règles de transition spatiale utilisées pour la simulation proviennent de la connaissance historique du phénomène observé, il est souhaitable de vérifier que ces règles génèrent une transformation ayant un niveau de similitude aux processus de transformation historique du territoire.

Analyse du patron de changements 2011 – 2050

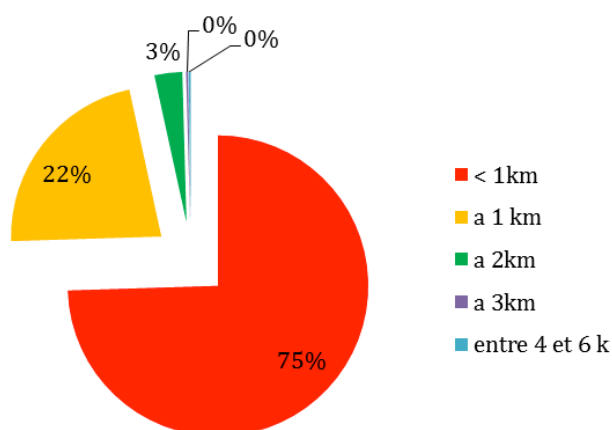


Graphique 50 : Patron de spatial de changements 2011-2050

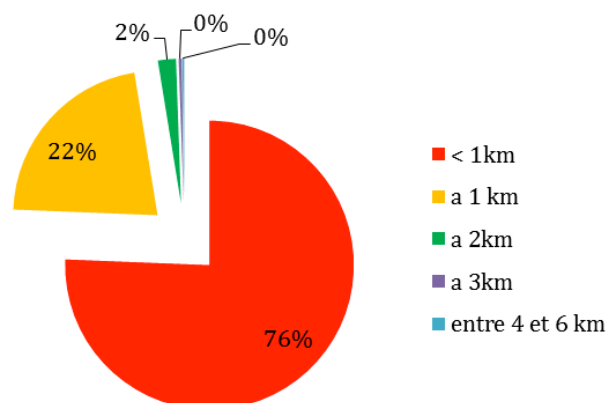
Graphique 51: Patron de spatial de changements 1990-2011

49% des changements entre 2011 et la période simulée correspondent au patron agrégé pur, ce qui montre que la tendance à la dispersion a suivi le comportement observé dans le passé, cependant le patron agrégé pur, à l'image des scénarios 1975 – 1990 et 1990 – 2011 continue à être le patron dominant. 28% des changements correspondent au patron nodal qui a également subi une progression importante par rapport au comportement attendu. 14% correspondent au patron agrégé nodal qui a subi une chute intéressante pouvant être expliquée par l'augmentation du patron nodal qui suit la tendance consistant à se présenter à proximité des voies de communication mais avec une plus grande dispersion par rapport à l'agrégé nodal. 7% correspondent au patron linéaire qui garde la même proportion que dans le scénario de référence et qui ne présente presque aucun changement. Enfin, 2% des changements correspondent à l'agrégé linéaire qui a connu une légère augmentation, comme conséquence de la préférence et de l'attraction pour les voies de communication pendant le phénomène d'artificialisation.

Un aspect important dans le modèle est qu'il n'apparaît aucun patron dispersé, ce qui s'explique par une faiblesse du modèle dans sa conception puisqu'il ne considère pas de règle de transition qui prenne seulement en compte l'aspect aléatoire. Dans la réalité, les changements qui enregistrent ces patrons ne suivent pas de régularité telle que la proximité aux voies de communication ou aux centres de population etc., ce qui permet d'identifier des tendances. Ce type de changements suit plutôt un comportement purement stochastique et dans ce cas le modèle ne considère pas ce comportement.



**Graphique 52 : Gradient de distance
aux voies de communication
2011 – 2050**

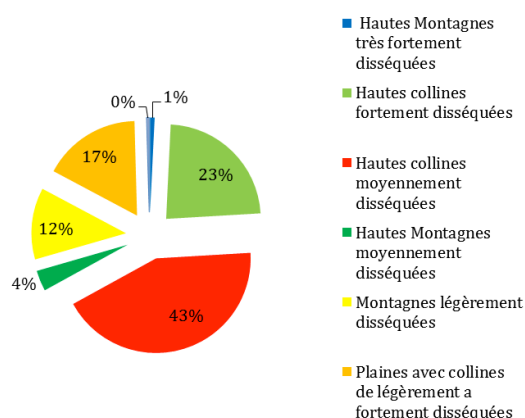


**Graphique 53: Gradient de distance
aux voies de communication
1990 - 2011**

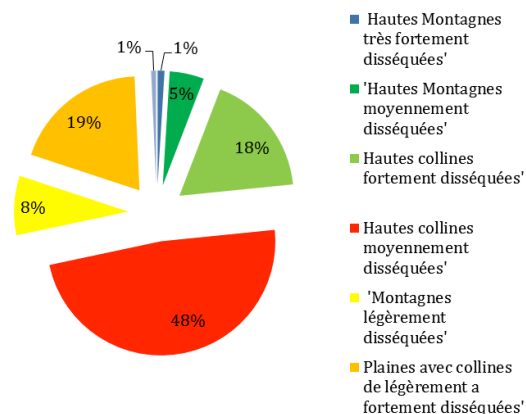
Comme il est possible d'observer, les distances des changements par rapport au bord de mer ont enregistré un comportement cohérent et logique par rapport au comportement observé et attendu, ce qui permet d'affirmer que les règles de transition appliquées dans la simulation reproduisent de façon acceptable le comportement du système étudié.

Les changements qui se sont présentés à moins de 1 km d'une voie de communication représentent 75%, ce qui confirme la cohérence du modèle. Le reste des changements est complètement proportionnel par rapport au comportement historique observé, de façon que les règles de transition appliquées dans le modèle ont respecté la tendance attendue.

Changements du modèle simulé par rapport au relief

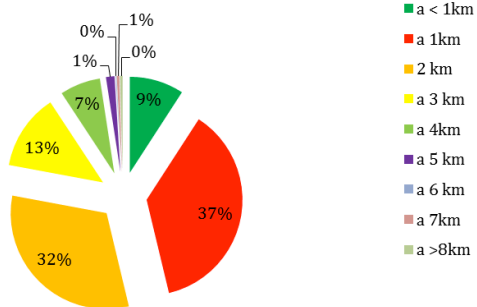


Graphique 54: Changements liés au relief 2011 – 2050

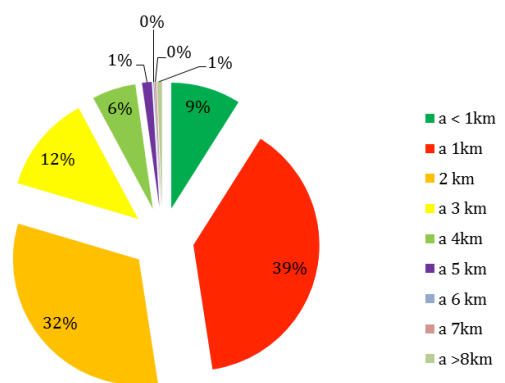


Graphique 55: Changements liés au relief 1990 - 2011

L'analyse du comportement des changements par rapport à l'influence du relief a été réalisée et comme il est possible de le constater sur les graphiques ci-dessus, les résultats sont logiques et cohérents. Par conséquent il est possible d'affirmer que les règles de transition spatiales utilisées dans la simulation reproduisent le comportement observé dans la période d'analyse 1990 -2011.



Graphique 56: Distances aux centres de population consolidés 2011 – 2050



Graphique 57: Distance aux centres de population consolidés 1990 - 2011

Les distances des changements par rapport aux centres de population ont enregistré un comportement cohérent et logique par rapport au comportement observé et attendu, ce qui permet de vérifier que les règles de transition appliquées dans la simulation reproduisent de façon logique et acceptable le comportement du système étudié.

4. Conclusions du chapitre 2

Une fois conclue l'analyse de la transformation territoriale il est possible de répondre de façon concrète aux questions posées dans cette partie du travail.

- **Est-il possible de projeter la transformation du territoire à partir des règles de transition extraites du comportement historique d'utilisation du sol ?**

Ce travail démontre qu'il est possible de projeter la transformation du paysage en étudiant le comportement historique et le patron spatial des changements des périodes passées à partir de l'interprétation de l'analyse et de la reproduction des règles de transition spatiale à l'aide des modèles de simulation par automate cellulaire.

- **Dans quelle mesure la géomorphologie limite-t-elle l'artificialisation du territoire?**

Il a également été possible de démontrer la forte influence que la géomorphologie a sur la transformation du paysage et les limites que celle-ci représente pour la dispersion des changements.

- **Quelle est l'influence des voies de communication sur le changement?**

Il a été constaté que les voies de communication et leur proximité aux centres de population et villages sont très importantes pour l'apparition de changements.

- **Quel est le niveau de dispersion des changements? La dispersion augmente-t-elle de la même manière à travers le territoire?**

La possibilité de penser que les changements sont homogènes à travers le territoire étudié, que le processus de transformation est aléatoire et qu'il n'existe pas de régularité ou de facteurs explicatifs concrets sur la transformation du territoire peut être refusée. Il est clair que la dispersion répond aux patrons spécifiques et aux conditions géomorphologiques et territoriales particulières.

Aspects méthodologiques:

- Ce travail présente une méthodologie séquentielle, logique et cohérente pour l'évaluation du changement d'utilisation du sol, la dynamique du paysage historique et l'identification des règles de transition spatiale, ce qui permet de confirmer qu'il est possible de projeter la transformation du paysage en fonction du comportement historique.
- La méthodologie permet de générer des scénarios modulables qui aident à la prise de décisions dans le domaine de la planification et de l'aménagement écologique du territoire. Etant donné les résultats de la validation de la simulation et la confirmation des hypothèses, il est considéré que le modèle remplit de façon acceptable les objectifs de la simulation.

Apports des résultats de la simulation : il est nécessaire de préciser qu'afin de comprendre et d'interpréter la modélisation, il faut considérer les points suivants

- les résultats ont un degré d'approche permettant que le modèle remplisse ses objectifs (calculer et projeter les grandes tendances de changement du paysage des Alpes-Maritimes).
- Les données historiques sont très importantes quand on aborde un système que nous voulons comprendre.
- Le mode d'évaluation réside dans la façon de juger les résultats d'un modèle dans la mesure où un modèle qui satisfait les critères d'études. En effet, l'information qualitative peut apporter des éléments d'analyse importants. Il est pertinent de considérer que ce modèle n'est pas une description irréfutable de la réalité dans le territoire étudié et qu'il existe d'autres modèles pouvant répondre à nos questions.
- La possibilité d'une prévision exacte du futur n'est pas l'objectif. En effet, le but est d'augmenter les connaissances utiles par rapport à la problématique d'artificialisation dans le système territorial étudié. Ces connaissances doivent servir comme référence dans la prise de décisions et de mise en œuvre de politiques de telle façon qu'il est plus intéressant d'évaluer la problématique d'artificialisation dans sa globalité plutôt que d'évaluer des effets isolés.
- Il est nécessaire de considérer qu'une simulation est la représentation explicite d'un modèle mental et que les résultats et les réponses qu'elle offre correspondent aux questions que le modélisateur s'est posées.

Etant donné les résultats de la validation de la simulation et la confirmation des hypothèses, il est considéré que le modèle remplit de façon acceptable les objectifs de la simulation. A partir des résultats obtenus il est nécessaire de continuer avec les analyses des implications de la transformation potentielle du territoire. A partir des pages suivantes le travail est destiné à évaluer les effets de la croissance de l'urbanisation sur les écosystèmes et la biodiversité.

Chapitre 3. Impacts de la transformation territoriale et du changement climatique sur la biodiversité

Chapitre 3. Impacts de la transformation territoriale et du changement climatique sur la biodiversité	137
1. Introduction	137
1.1. <i>Le Hotspot des Alpes-Maritimes</i>	137
2. Diversité des expressions écosystémiques des Alpes-Maritimes et leur évolution selon les scénarios prospectifs de transformation territoriale	145
2.1. Définition des unités du paysage des Alpes-Maritimes.....	153
2.2. Evolution des expressions écosystémiques en fonction de la transformation territoriale.	155
2.3. Impacts de l’artificialisation du territoire sur la diversité écosystémique des Alpes-Maritimes vers la fin du XXIème siècle.....	156
3. Calibration climatique des unités du paysage selon le climat actuel	189
3.1. Définition de l’optimum écologique des expressions écosystémiques selon le climat actuel	189
3.2. Définition de la distribution écologique potentielle des expressions écosystémiques selon le climat futur	196
4. Impacts du changement climatique sur la biodiversité des Alpes-Maritimes.....	217
5. Conclusion des impacts du changement climatique sur la biodiversité des Alpes-Maritimes.....	267
6. Conclusions du chapitre 3	268

Chapitre 3. Impacts de la transformation territoriale et du changement climatique sur la biodiversité

1. Introduction

Cette partie du travail vise à établir d'une façon quantitative les effets de la transformation du territoire et du paysage sur la biodiversité. Dans un premier temps sera utilisée l'information des étapes précédentes du travail afin de déterminer le niveau de biodiversité des Alpes-Maritimes en tenant compte du fait que la biodiversité est une propriété des systèmes écologiques à se différencier entre eux.

Ensuite, seront évalués les impacts sur la biodiversité selon les aspects d'évolution prévus sur chaque scénario de transformation territoriale depuis 1990 jusqu'à la fin du XXI^{ème} siècle.

Finalement seront intégrées les données sur le changement climatique produites dans le cadre du projet CASSANDRE ; ces données seront utilisées afin d'évaluer les impacts du changement climatique sur la biodiversité depuis 1990 jusqu'à 2100.

Les questions abordées dans cette partie du travail sont les suivantes :

- Quelles sont les implications de l'artificialisation et de la transformation territoriale sur les expressions des écosystèmes?
- Quelle est la réponse des unités du paysage aux changements climatiques ?
- Quels sont les impacts synergiques du changement climatique et de la transformation du territoire sur la biodiversité ?

Le chapitre trois est divisé en deux parties. Dans la première partie sera abordée la première question ainsi que les méthodes et les bases théoriques servant à mesurer la diversité écosystémique et du paysage. Dans la deuxième partie, seront abordées les questions deux et trois ainsi que les méthodes et les aspects relatifs au changement climatique et de ses impacts sur la diversité écosystémique et du paysage.

1. 1.1. Le Hotspot des Alpes-Maritimes

La région méditerranéenne occupe 2,1 millions de km² et possède 10% de la richesse floristique mondiale sur 1.6% de la surface des terres émergées. Dans cette région caractéristique, existent 10 « *Hotspots* » pour la biodiversité : parmi eux le *Hotspot* des Alpes-Maritimes et Ligures (AML) qui occupe une superficie de 9.500 km² et possède 14% de la biodiversité végétale de la région méditerranéenne sur 0,4% de la superficie.

Hotspots : zones de haute priorité de conservation (Myers *et al.*, 2000). Ces *Hotspots* abritent une richesse élevée en espèces et en endémismes et ont subi d'importantes pertes d'habitats naturels causées par d'intenses impacts anthropiques.

Tableau 15: Comparaison de la richesse spécifique de la Méditerranée et des Alpes- Maritimes. Source : (Médail and Diadema, 2009).

Groupe taxonomique	Richesse spécifique en Méditerranée	Richesse spécifique des AML	%
Plantes à fleurs et fougères	≈ 25 000	≈ 3 600	14%
Papillons de jour	321	218	68%
Reptiles	228	≈ 14	6%
Amphibiens	86	≈ 10	12%
Poissons d'eau douce	216	≈ 12	6%
Mammifères	224	≈ 48	21%
Oiseaux nicheurs	497	≈ 116	23%

Au niveau de l'endémisme, la région méditerranéenne comprend environ 12 500 végétaux endémiques dont 115 espèces sont strictement présentes dans les Alpes-Maritimes.

Les Alpes-Maritimes possèdent 55% de la flore alpine sur 5,6% de la surface de l'arc alpin, avec à peu près 2 200 espèces de plantes. C'est une des 4 principales zones d'endémisme de l'arc alpin étant donné que le département possède 125 espèces endémiques alpines sur 417 espèces de flore endémique, c'est-à-dire 30%. Dans cette classification, 3137 taxons sur 5000 km² (0,63 spp/km²) et 107 espèces endémiques se situent dans les Alpes-Maritimes italiennes ; 2687 taxons sur 4500 km² (0,64spp/km²) et 108 espèces endémiques se situent dans les Alpes-Maritimes françaises.

Selon Médail *et al.*, (2009), le territoire des Alpes-Maritimes et Ligures (AML), est une des 52 plus grandes zones refuges de végétaux méditerranéens, identifiées par des études génétiques.



Graphique 58 : zones refuges de végétaux méditerranéens

Source: Médail and Diadema, (2009)

2. Comment définir la biodiversité des Alpes-Maritimes?

L'intérêt est de reconnaître que la biodiversité est une conséquence du fonctionnement des systèmes écologiques et cette « biodiversité » est l'origine des différentes expressions de la vie. L'identification de la biodiversité dans le cadre de ce travail est réalisée en fonction des différentes expressions des écosystèmes. Une analyse pour chaque scénario de transformation territoriale sera réalisée afin d'établir l'impact de l'artificialisation du territoire sur la diversité des écosystèmes et sur ses différentes expressions.

2.1. Mesure de la biodiversité dynamique à partir des unités du paysage

L'objectif de cette partie du travail est l'identification de l'exposition des écosystèmes face à la dynamique urbaine pour chaque scénario de transformation territoriale généré dans la deuxième partie de la thèse (*voir à partir de la page 118*). Pour remplir cet objectif, ont été construites les unités du paysage pour 1990, 2011, 2025, 2050 et 2100 selon la méthode qui sera exposée et décrite dans les pages suivantes. Il s'agit alors d'analyser chaque unité du paysage et son évolution à travers chaque scénario prospectif. Cette analyse est possible car les unités du paysage prennent en compte l'aspect évolutif du paysage à travers l'intégration des informations relatives aux processus de changement d'utilisation du sol dans son composant dynamique.

La diversité écosystémique

Mesurer la biodiversité de façon intégrale est une tâche pratiquement impossible de par la complexité de définir et de mesurer toutes les variations et les distinctions des types de relations, de liens, et de niveaux d'organisation écologiques et toutes les formes d'expression de la biodiversité. Néanmoins, afin de disposer d'un indicateur susceptible d'être utilisé pour effectuer notre analyse, il a été choisi de se concentrer sur la mesure d'un seul aspect : La diversité écologique des écosystèmes, aussi appelée biodiversité structurelle.

Pour évaluer la diversité structurelle il est nécessaire de déterminer de façon quantitative et dans une échelle comparable, chacune des expressions des écosystèmes et de l'éco-diversité. L'éco-diversité exprime la variété des processus et organismes formant la complexité environnementale et s'exprime dans un paysage étendu, autant par l'hétérogénéité environnementale que par la complexité géomorphologique et finalement par la biodiversité. Pour cette comparaison quantitative seront utilisés les index de biodiversité, qui seront décrits et définis en détail plus loin.

La mesure de la biodiversité structurale des écosystèmes à travers l'hétérogénéité des unités du paysage

Selon Castro (2005), la biodiversité écosystémique comprend la variété des expressions des formations et des structures de végétation (conséquence de l'organisation spatiale des composants physiques du paysage) appelée «diversité structurale», jusqu'aux multiples processus fonctionnels dans un écosystème concret appelé «diversité fonctionnelle».

D'après les différentes notions trouvées sur le concept de la diversité et les différents angles d'appréciation des différents auteurs (Margalef, 2003 ; Noss, 1990 ; Whittaker, 1960 ; Hurbert 1971; Ñique,2010 ; Solbrig, 1994 ; Farina, 2011, entre autres) il est accepté que la biodiversité peut-être interprétée comme un « état observable » dynamique et qui reflète l'ensemble des événements et processus à travers le temps qui ont une influence sur le territoire et le paysage. En fonction de cette logique, nous nous sommes intéressés à l'étude de la diversité structurale des écosystèmes en considérant que cette structure permet d'étudier et d'identifier des patrons de diversité et d'hétérogénéité comparables sur divers scénarios.

Pourquoi s'intéresser à définir des patrons de diversité et d'hétérogénéité des unités du paysage plutôt qu'à mesurer la biodiversité en fonction de la richesse des espèces ?

L'étude des écosystèmes par le biais des méthodes d'analyses qu'intègrent les paramètres écologiques et géographiques est un des principes de l'écologie du paysage ou géo-écologie (Hasse, 1986). Le paysage et l'écosystème sont les principaux objets d'étude de l'écologie du paysage et l'étude de ces derniers (écosystèmes), selon les principes de l'écologie du paysage, est relativement plus étendue que celle de l'écologie biologique du passé (Golley, 1993). Cela est dû au fait que l'écologie du paysage étudie les écosystèmes à partir d'une perspective holistique, à des échelles spatiales plus grandes et surtout de façon plus pratique, ce qui permet de fournir des éléments de réflexion pour la résolution des problèmes d'aménagement et de gestion écologique du territoire. Selon Priego-Santander *et al.*, (2004), la conservation de la biodiversité dépend surtout de la préservation des écosystèmes. Franklin (1993) propose que l'évaluation et les applications des critères de conservation au niveau des paysages sont la seule voie pour conserver la totalité de la diversité biologique existante et la totalité des processus écologiques, habitats, et sous-systèmes écologiques méconnus ou inconnus. La considération des unités du paysage pour quantifier l'hétérogénéité spatiale est utilisée dans de nombreuses études afin de quantifier les relations entre la structure du paysage et la configuration spatiale et des patrons de diversité avec la richesse des espèces (Hooten *et al.*, 2003 ; Hoeting *et al.*, 2000 ; Priego-Santander *et al.*, 2003 ; 2004 ; 2011). Nous avons donc utilisé la notion d'unité du paysage pour expliquer la distribution spatiale de la biodiversité et la richesse de la flore en utilisant la diversité des paysages comme variable explicative.

Mesurer la biodiversité à partir de l'index de biodiversité sur la richesse des espèces est une démarche commune dans le domaine de l'écologie (Margalef, 2003 ; Castro, 2005 ; Pla, 2006 ; Farina, 2011 ; Nique, M. 2010). Ces évaluations sont réalisées généralement en déterminant les espèces et leur abondance relative dans une localité donnée avec des surfaces spécifiques. Cependant il n'est pas possible d'identifier toutes les espèces présentes dans une localité, dans la mesure où certaines d'entre elles sont présentes de manière dynamique à travers les différentes saisons de l'année. De plus, leur abondance change de façon encore plus dynamique en fonction des conditions météorologiques, des perturbations d'origine naturelle ou anthropique ou tout simplement en fonction de leur phénologie. Compte tenu de tous ces éléments, l'application d'un index de biodiversité sur la richesse spécifique (α) est une représentation ponctuelle d'un état de biodiversité pour une date très spécifique. L'intérêt de ce travail est de faire une estimation dynamique du « patron » que suivent les expressions des écosystèmes par rapport à une perturbation d'origine anthropique (urbanisation) et une perturbation provoquée par le changement climatique. Pour cette raison, il a été choisi de travailler avec les unités du paysage qui peuvent être considérées comme « un squelette » permettant l'expression des écosystèmes à partir de ses composantes les plus stables au fil du temps. Les unités du paysage permettent aussi d'évaluer la diversité depuis une perspective qui reflète véritablement l'hétérogénéité environnementale d'un territoire et l'hétérogénéité de la complexité géomorphologique qui est généralement responsable de la diversité écologique d'une région (Priego-Santander *et al.*, 2004).

Contrairement à l'évaluation d'une seule composante du paysage comme par exemple la végétation, les unités du paysage sont des gradients écologiques en eux-mêmes et elles permettent d'obtenir une classification taxonomique cohérente du territoire de façon intégrée, ce qui facilite la compréhension des propriétés inhérentes du paysage.

L'évaluation à partir des unités du paysage permet aussi de comprendre les interactions entre composantes structurelles du paysage et les ressources biologiques ; ces deux éléments ou variables d'étude sont en constante relation à partir des différentes interactions et interrelations. La biodiversité d'une aire déterminée est le résultat des interactions et itérations entre les diverses fonctions et structure des écosystèmes. L'itération correspond au mécanisme qui permet la répétition des règles simples qui sont génératrices d'éléments complexes. L'interaction par contre représente les échanges d'information entre les éléments autonomes du système (Margalef, 2003). Chaque échange ou interaction est considéré comme un facteur qui génère de la complexité dans le système composé par les différents éléments en interaction.

La complexité et l'hétérogénéité écologique

La complexité se trouve dans les relations entre les éléments qui composent le système et non dans les propres éléments, ce qui signifie que, comme il existe une condition déterminée à l'intérieur d'un système, la moindre perturbation peut provoquer une évolution du système vers un état totalement différent de son état initial. Dans ce cas « l'état » initial d'évaluation est le niveau de biodiversité déterminé pour 1990 en fonction des unités du paysage. « Les états » évolutifs sont les niveaux de biodiversité déterminés pour 2011, 2025, 2050 et 2100 en considérant les perturbations occasionnées par l'augmentation des zones urbaines ou artificialisées.

Une des caractéristiques les plus notables des systèmes complexes est la non-linéarité c'est une particularité de systèmes dont le comportement n'est pas linéaire, c'est-à-dire où relations symétriques et proportionnelles n'existent pas et dont la sortie n'est pas proportionnelle à l'entrée ; c'est la raison pour laquelle l'intervention sur un élément du système provoquera forcément un effet sur l'ensemble des éléments. La non-linéarité fait aussi référence à une notion temporelle puisque les interventions ou influences sur un élément du système n'auront pas nécessairement un effet notoire de manière instantanée et pourront être perçues par le système avec un certain décalage.

La complexité écologique (Margalef, 1957 ; 1993 ; Farina, 2011 ; Naveh, 1994 ; Burel et Baudry, 2002), est une caractéristique des systèmes naturels et représente l'organisation de tous ses éléments à partir des mécanismes de rétroaction. La complexité augmente à mesure qu'augmente le nombre d'éléments qui le constituent, c'est-à-dire que plus le nombre d'éléments, d'écosystèmes et de processus est élevé, plus le système est complexe et plus grand est le niveau de diversité de fonctions, de relations, d'information et de mécanismes générateurs de types de vie et le nombre des processus émergents dans le système.

Selon Farina, (2011), l'information d'un système peut être mesurée grâce à Boltzman (1844) et bien plus tard grâce à Shannon (1948) et Wiener (1948).




Selon Margalef, (1957 ; 1993), il est possible de dire que la complexité augmente avec l'intégration d'unités dans un système. Chacune des unités nécessite de l'énergie afin de pouvoir se maintenir dans le système ; cette énergie s'intégrera au système de diverses manières et pourra accroître par exemple les chaînes trophiques, et par conséquent les cycles biogéochimiques.

Shannon a proposé la formule suivante pour mesurer la quantité d'information d'un système :

$$H' = -\sum_{i=1}^s p_i \log(p_i)$$

H= bits par individu
p= probabilité
i= information à identifier

Si le nombre d'entités augmente, les différentes possibilités de distributions de ces propres entités augmentent aussi. La complexité générée par les permutations se mesure en bits (le bit est l'unité d'information quand est appliqué à la probabilité le logarithme base 2, c'est-à-dire l'information entre deux seules possibilités). Par conséquent, le calcul des combinaisons possibles (calcul combinatoire) indique l'information exprimée par le système. Quand est appliqué à la probabilité le logarithme népérien (*e*) l'unité d'information générée par les permutations est mesurée en nats. Le nat est l'unité naturelle pour la mesure de l'entropie de l'information et correspond à la constante de Boltzmann pour l'entropie thermodynamique. La valeur de la constante *e* est : 2.7182818284590452353028747135266249775724709369995. Le nat est équivalent à environ 1,44 bits et 0,434 hartleys qui est l'unité de mesure quand s'applique le logarithme base 10.

n	Nombre d'unités	combinaisons	$I = \text{Bits} = \log n!$	$H = I/n$
1		$1 = 1(a)$	0	0
2		$2 \times 1 = 2 (ab, ba)$	1	0,5
3		$3 \times 2 \times 1 = 6 (abc, acb, bca, cab, cba)$	2,585	0,86

Graphique 59 : Augmentation de l'information et de la complexité dans un système

Source: In Farina (2011)

Sur le schéma précédent, il est considéré que les unités sont des organismes, des parcelles ou des écosystèmes. L'information qui en dérive est le résultat de toutes les combinaisons possibles de ces unités. Quand le nombre d'unités présentes dans le système augmente, le nombre de combinaisons possibles s'accroît de façon exponentielle. L'énergie et les composants naturels des écosystèmes ne sont pas distribués de façon homogène ; il est possible de dire que l'hétérogénéité est le prix à payer à travers les adaptations pour chaque espèce ou forme biologique qui s'exprime dans un écosystème (Margalef, 1993). Sans hétérogénéité du paysage dans les trois dimensions (spatiale, temporelle et fonctionnelle), il ne serait pas possible de maintenir la diversité des organismes dans un écosystème ou sur la même planète ; L'hétérogénéité est dynamique et ses trajectoires sont chaotiques.

Dans les systèmes écologiques le chaos est une propriété dans laquelle les fluctuations ne sont pas périodiques et se présentent en fonction du niveau d'information disponible dans le système. Tout travail et tout échange d'énergie impliquent une augmentation potentielle d'information ; des perturbations capables de détruire l'information peuvent subitement provoquer une entropie (désorganisation) de manière discontinue (Margalef, 1993). L'entropie est définie comme l'énergie non utilisable pour produire du travail. Au contraire, l'énergie utilisée dans les chaînes trophiques complexes est néguentropie. Le système importe donc de la néguentropie et exporte de l'entropie pour s'autoréguler. Quand l'énergie importée est plus importante que l'énergie exportée lors des processus auto-catalytiques, le système croît en augmentant sa propre complexité (Margalef, 1993 ; Farina, 2011).

Plus le système est complexe, plus il s'éloigne de l'équilibre ; les systèmes écologiques ont donc une évolution non-linéaire et permettent l'importation d'énergie libre (néguentropie) qui établit une organisation dans le système. Ces systèmes permettent aussi d'exporter de l'énergie non-réutilisable (entropie) qui engendre une désorganisation. Cette condition dynamique maintient les systèmes en autocatalyse, qui leur permet d'évoluer. Quand un système est en équilibre, il cesse de produire de

l'entropie, alors que quand un système est loin de l'équilibre, il produit un travail et par conséquent il produit de l'entropie. Les systèmes qui ont évolué se trouvent éloignés de l'équilibre thermique et chimique ; c'est la raison pour laquelle ils sont considérés comme chaotiques. « *La discontinuité de la vie introduit de manière naturelle le chaos dans les systèmes écologiques* (Margalef, 1993) ».

Les systèmes écologiques peuvent être considérés plutôt comme des systèmes complexes chaotiques dont les éléments tendent à s'adapter suite aux perturbations ; leur dynamique et leur évolution d'un état à un autre est donc un événement continu. Ces conditions dynamiques sont notamment responsables de la distribution de la végétation qui s'adapte aux conditions environnementales présentes le long des gradients de température, précipitation, exposition, degré d'inclinaison, PH, etc. Dans le système dynamique complexe, il existera toujours un élément considéré comme un élément limitant du système ; si ce n'était pas le cas, le système serait en constante croissance. Par exemple, pour la végétation, la pénurie de précipitation ou d'humidité est le facteur limitant à un moment donné ; à un autre moment ce peut être la température, à d'autres moments la non-disponibilité de nutriments ou encore la friction (la friction correspond à la résistance qui représentent les différents éléments du territoire pour le déplacement et la dispersion des organismes à travers du paysage), entre la matrice de la mosaïque du paysage et les éléments qui la constituent. L'élément limitant du système est dynamique ; il est donc à l'origine de l'évolution du système.

2.2. Diversité des expressions écosystémiques des Alpes-Maritimes et leur évolution selon les scénarios prospectifs de transformation territoriale

L'étude de la diversité des expressions des écosystèmes a été réalisée en fonction des unités du paysage pour chaque scénario de transformation territoriale.

L'hétérogénéité a été évaluée en fonction de l'index de Shannon Wiener (1948), qui mesure le niveau d'information du système en utilisant le nombre des paysages en substitution des espèces et le nombre des objets (parcelles) en substitution du nombre d'individus (Priego-Santander *et al.*, 2003, 2004).

L'index de Shannon

L'index de Shannon a été amplement utilisé en écologie, il dérive de la théorie de l'information et est une mesure de l'entropie. Il exprime la mesure du degré moyen d'incertitude dans la prévision qu'un objet (espèce ou groupe) dans une collection (écosystème, groupe d'écosystèmes) déterminée et sélectionnée par hasard appartienne à une catégorie déterminée. L'incertitude augmente proportionnellement avec l'augmentation du nombre de catégories et avec l'augmentation de l'équi-distribution (evenness). De telle façon qu'il est pertinent de considérer l'aspect chorologique et spatial dans l'analyse d'une mosaïque paysagère étant donné que les résultats des niveaux de diversité ne seront pas coïncidents à des échelles spatiales différentes.

$$H' = -\sum_{i=1}^{ps*} p_i \ln (p_i)$$

Où p_i , $(p_1, p_2, p_3 \dots p_s^*)$ est l'abondance relative de l'objet i dans la collection. Si un seul échantillonnage d'une partie de l'aire est obtenu, la diversité s'exprime selon la relation suivante :

$$H' = \sum_{i=1}^s \left[\left(\frac{n_i}{n} \right) \ln \frac{n_i}{n} \right]$$

Où n_i est l'abondance de la catégorie i , et n est l'abondance de toutes les catégories de l'échantillon.

L'équi-distribution (evenness)

La diversité est influencée par la répartition des objets dans les catégories. L'équi-distribution est calculée de la façon suivante:

A)

$$V' = \frac{D}{D_{max}}$$

B)

$$V' = \frac{D - D_{min}}{D_{max} - D_{min}}$$

Où D est la diversité, et D_{max} et D_{min} les diversités maximale et minimale possibles d'exprimer à travers l'échantillon.

L'index de diversité de Shannon représente l'abondance proportionnelle de chaque type de structure, espèce, écosystème ou catégorie. La valeur est 0 quand il existe une seule catégorie (il n'y a pas de diversité). L'index augmente à mesure que le nombre d'objets ou classes d'objets augmente ou si la distribution proportionnelle de l'aire occupée entre les types d'écosystèmes ou objets, espèces, etc., est plus équitable. **Quand la biomasse augmente, la diversité diminue.** C'est pour cela que l'index dans certains cas a provoqué des confusions, car la considération d'équi-distribution des objets a un rôle très important dans la probabilité d'obtenir des combinaisons différentes. **S'il existe une catégorie clairement dominante et le reste des catégories est à peine présent, le degré d'incertitude (entropie négative) sera plus bas que si toutes les catégories sont proportionnellement présentes.**

La diversité selon l'index de Shannon est mesurée en bits par individu quand est appliqué à la probabilité le logarithme 2 et mesuré en nats par individu quand est appliqué à la probabilité le logarithme népérien (comme dans ce travail). La plus grande diversité observée avec espèces équi-fréquentes est de 5,3 bits (Margalef, 1993).

L'index de Shannon, il est possible d'interpréter les résultats de l'index selon les catégories qualitatives suivantes (tableau 16) :

Class	Diervsité	Shannon index (bits)	Shannon index (nats)
1	Très haute	> 3.71	>2.65
2	Haute	2.97 - 3.71	2.12 – 2.65
3	Moyenne	2.22 - 2.96	1.58 – 2.11
4	basse	1.48 - 2.21	1.05 – 1.53
5	Très basse	< 1.48	<1.02

Tableau 16: Interprétation de l'index de façon qualitative élaboré à partir des interprétations exprimées par Margalef (1975 ;1993).

Aspects méthodologiques utilisés afin de déterminer la biodiversité des Alpes-Maritimes en considération des aspects évolutifs du paysage.

Eco-régionalisation des Alpes-Maritimes

La régionalisation écologique est un processus servant à classer le paysage à partir d'unités relativement homogènes selon différents critères (variables) qui sont représentés sous forme de cartes thématiques (géomorphologie, géologie, sols, climat et végétation) afin de déterminer de manière qualitative et quantitative les différents niveaux d'homogénéité du territoire (Bocco, 2005). La régionalisation consiste en la définition des unités de paysage (Zonneveld 1995) à partir d'unités géomorphologiques. L'unité du paysage est l'unité minimale cartographiable qui permet de représenter spatialement les principaux composants d'un écosystème d'un point de vue structurel et fonctionnel (Naveh et Lieberman 1993).

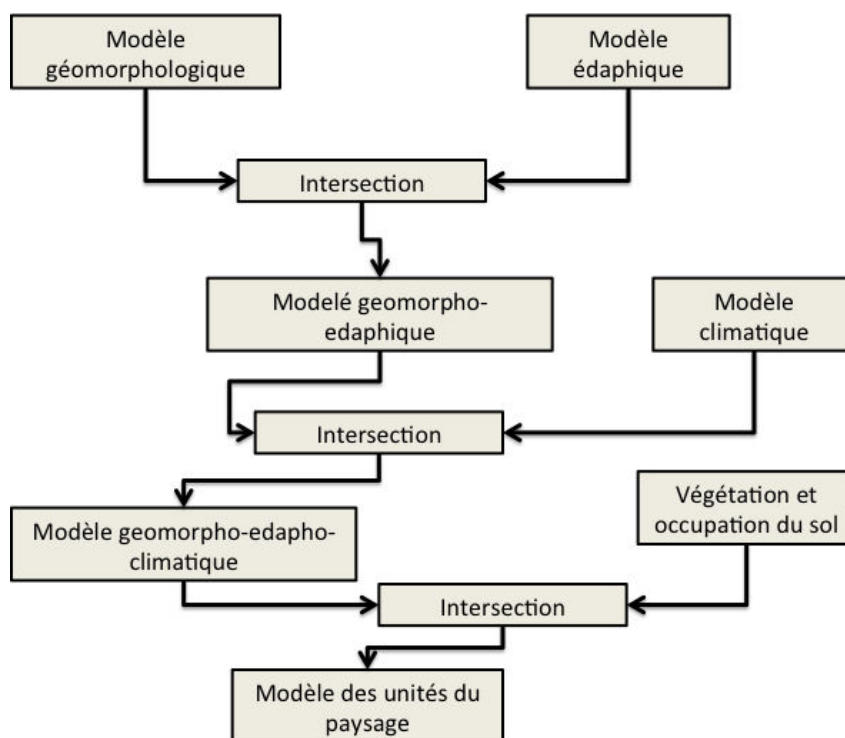
Les unités du paysage sont constituées de deux grands composants : un composant physique (composant stable) qui décrit la séquence sur le territoire de l'ensemble roche-relief-sol et dont le taux de changement dans le temps est bas ou très bas et un autre composant qui décrit le domaine bioclimatique et d'occupation du sol (composant dynamique) et qui est caractérisé par un dynamisme de plusieurs échelles temporelles. Les deux composants peuvent-être manipulés de manière séparée dans les SIG et peuvent être combinés afin d'obtenir des unités liées par des caractéristiques communes. Cette manière de désagréger le paysage en fonction de la régionalisation écologique permet d'enrichir la connaissance sur la distribution géographique des ressources naturelles, des écosystèmes et de leur dynamique dans le temps. De plus, elle permet de comprendre le niveau de tolérance aux changements que peuvent supporter les écosystèmes, le potentiel productif des écosystèmes, ainsi que les risques, la distribution géographique de la biodiversité et les conflits entre potentiel et utilisation du sol (Bocco, 2005). **L'objectif de la construction du modèle des unités du paysage est la compréhension du niveau d'hétérogénéité sur différents niveaux hiérarchiques en raison de la complexité de la structure du paysage.**

Cette hétérogénéité peut-être mesurée et considérée comme « Eco diversité » ou diversité des conditions écologiques qui sont à l'origine de la diversité des expressions des écosystèmes et de la biodiversité.

Selon Mateo(2002), la production du modèle des unités du paysage est basée sur deux principes fondamentaux :

Principe historico-évolutif : les composants des paysages co-évoluent dans l'espace et dans le temps, c'est-à-dire que ce qui est observé aujourd'hui sur le paysage est le résultat d'années d'évolution entre tous les composants du paysage. « Aucun composant n'évolue de façon isolée par rapport aux autres ». Ce principe est utilisé à travers l'analyse des composants relativement plus stables dans le processus d'évolution naturel (ex. lithologie, géologie, climat).

- Principe génético-structurel : toutes les entités géographiques possèdent une structure déterminée et elles sont toutes la conséquence d'un processus génétique. Ce principe implique de reconnaître les relations entre les différents composants de la structure verticale du paysage (roche, relief, conditions hydro-climatiques, sols, organismes vivants). Le principe génétique implique également de reconnaître les causes et les conditions de la formation du paysage et il est étroitement lié au relief étant donné que le relief est le principal facteur de différenciation sur la surface terrestre. La hauteur relative (dissection verticale) détermine plusieurs des conditions de la structure du paysage (distribution de la température, précipitation, végétation, sols, etc.).



Graphique 60 : Procédure pour l'obtention du modèle des unités du paysage

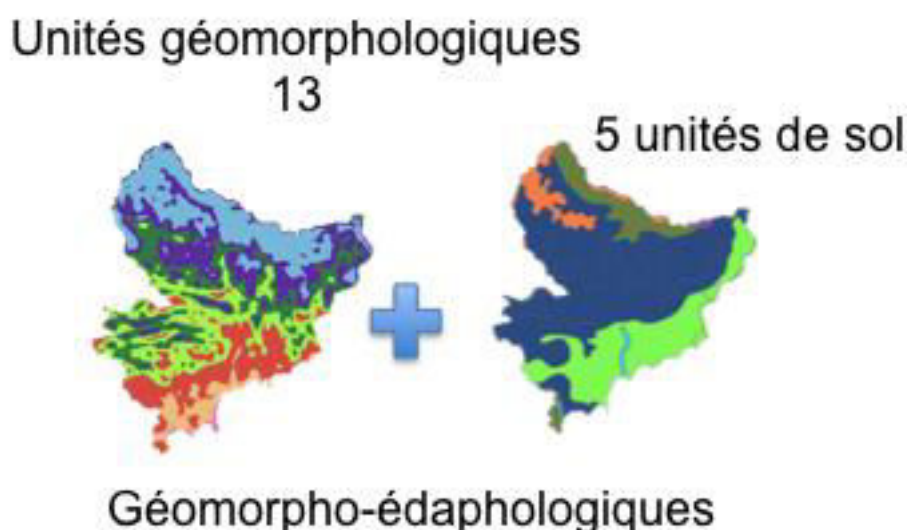
- Définition de l'unité minimale cartographiable

Ce processus permet d'avoir une cohérence dans la représentation spatiale des variables et facilite la lecture d'information cartographique (Salitchev 1979).

Pour ce travail l'unité minimale cartographiable a été déterminée à 18 hectares (cela a été déjà mentionné dans la partie correspondante aux données utilisées dans le chapitre deux).

- Définition des types du relief

Cette partie du travail a déjà été réalisée dans la deuxième partie de la thèse de façon que le modèle de dissection verticale produit a été réutilisé pour l'obtention des unités du paysage (voir la classification morpho-métrique du relief des Alpes-Maritimes).



Graphique 61 : Obtention du composant physique des unités du paysage
Données à utiliser : Dissection verticale et modèle édaphique (EEA)

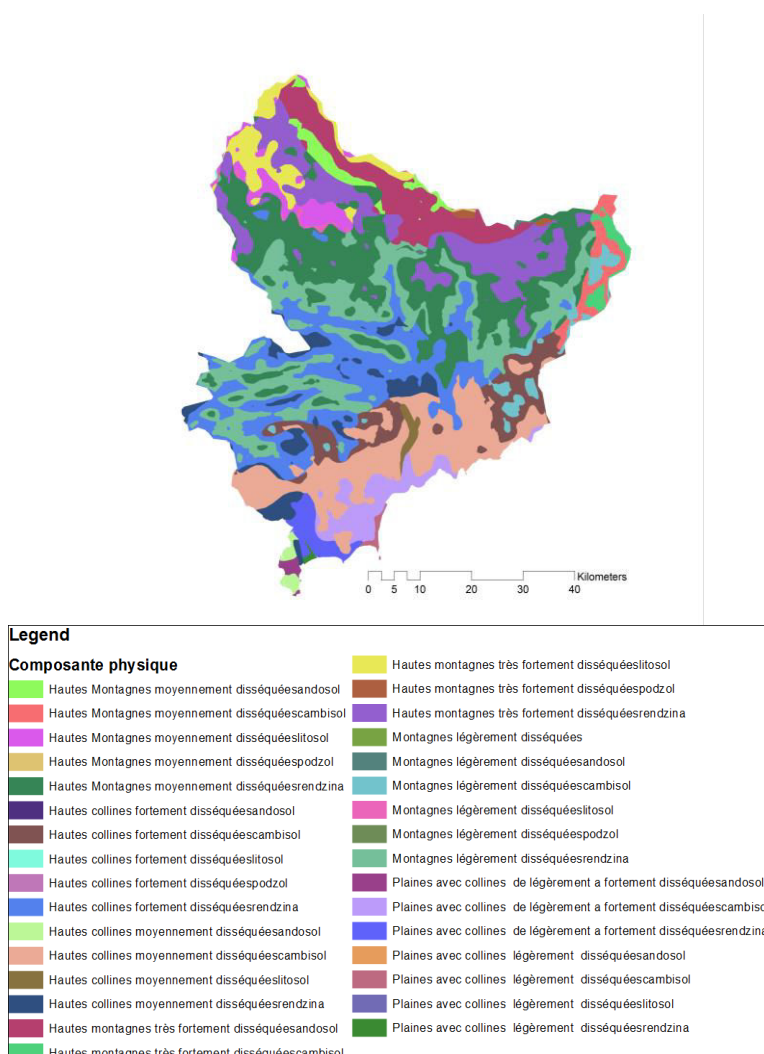
Chacune des unités du sol peut être combinée avec les différentes unités du relief présentées dans le tableau 17.

Tableau 17 : Catégories du modèle de dissection verticale et du modèle édaphique

Unités du sol	Unités du Géomorphologiques
ANDOSOL	Plaines Plates
CAMBISOL	Plaines ondulées faiblement disséquées
LITHOSOL	Plaines ondulées moyennement disséquées
PODSOL	Plaines ondulées fortement disséquées
RENDZINA	Collines faiblement disséquées (plaines avec collines)
	Collines moyennement disséquées (plaines avec collines)

	Collines fortement disséquées (plaines avec collines)
	Hautes collines faiblement disséquées
	Hautes collines moyennement disséquées
	Hautes collines fortement disséquées
	Montagnes faiblement disséquées
	Montagnes moyennement disséquées
	Montagnes fortement disséquées

La combinaison des éléments de chacune des cartes thématiques (Dissection Verticale et modèle édaphique) est à l'origine du composant physique du modèle des unités du paysage. Cette combinaison a été réalisée à partir d'une intersection géographique des attributs grâce aux SIG.



Graphique 62 : Composant physique

Le composant physique des unités du paysage est composé de 31 classes morpho-édaphiques qui représentent l'ensemble « stable » des éléments paysagers dont le taux de changement dans le temps est bas ou très bas et dont les changements se manifestent très lentement.

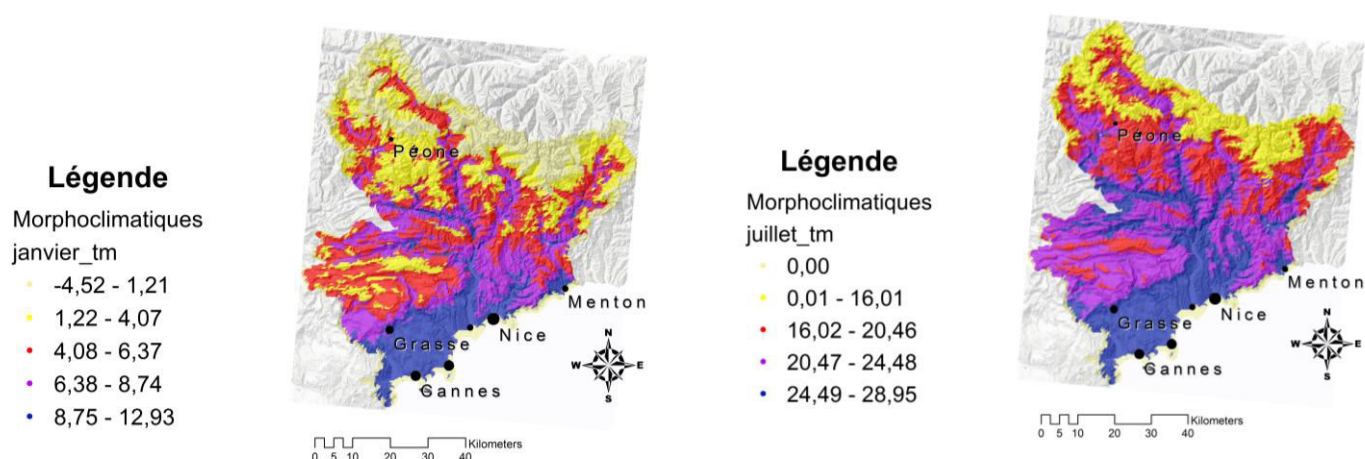
Tableau 18 : Unités morpho-édaphiques

Unités morpho-édaphiques			
id	nom	Id	nom
1	Hautes collines fortement disséquées / andosol	16	Hautes montagnes très fortement disséquées/ cambisol
2	Hautes collines fortement disséquées /cambisol	17	Hautes montagnes très fortement disséquées/ lithosol
3	Hautes collines fortement disséquées /lithosol	18	Hautes montagnes très fortement disséquées/ podzol
4	Hautes collines fortement disséquées /podzol	19	Hautes montagnes très fortement disséquées/ rendzina
5	Hautes collines fortement disséquées/ rendzina	20	Montagnes légèrement disséquées /andosol
	Hautes collines moyennement disséquées /andosol	21	Montagnes légèrement disséquées/ cambisol
7	Hautes collines moyennement disséquées /cambisol	22	Montagnes légèrement disséquées/ lithosol
8	Hautes collines moyennement disséquées /lithosol	23	Montagnes légèrement disséquées/ podzol
9	Hautes collines moyennement disséquées /rendzine	24	Montagnes légèrement disséquées /rendzine
10	Hautes montagnes moyennement disséquées /andosol	25	Plaines avec collines de légèrement à fortement disséquées/ andosol
11	Hautes montagnes moyennement disséquées/ cambisol	26	Plaines avec collines de légèrement à fortement disséquées /cambisol
12	Hautes montagnes moyennement disséquées /lithosol	27	Plaines avec collines de légèrement à fortement disséquées/ rendzine
13	Hautes montagnes moyennement disséquées /podzol	28	Plaines avec collines légèrement disséquées/ andosol
14	Hautes montagnes moyennement disséquées /rendzine	29	Plaines avec collines légèrement disséquées/ cambisol
15	Hautes montagnes très fortement disséquées/ andosol	30	Plaines avec collines légèrement disséquées/ lithosol
		31	Plaines avec collines légèrement disséquées/ rendzina

Définition des unités morpho-climatiques

L'étape suivante consiste à déterminer les conditions climatiques prédominantes sur chaque unité morpho-métrique. Les données utilisées pour cette activité sont la carte obtenue dans l'étape antérieure et le modèle des normales climatiques 1961-1990 spatialisées à 90m et élaborées dans le cadre du projet « **Cassandra** » (Carrega *et al*, 2013).

A continuation sera présenté un exemple de l'identification des conditions climatiques prédominantes pour chaque unité morpho-métrique. Dans le modèle sont considérées les températures moyennes, maximales, minimales pour chaque mois, ainsi que les conditions de précipitation respectives.



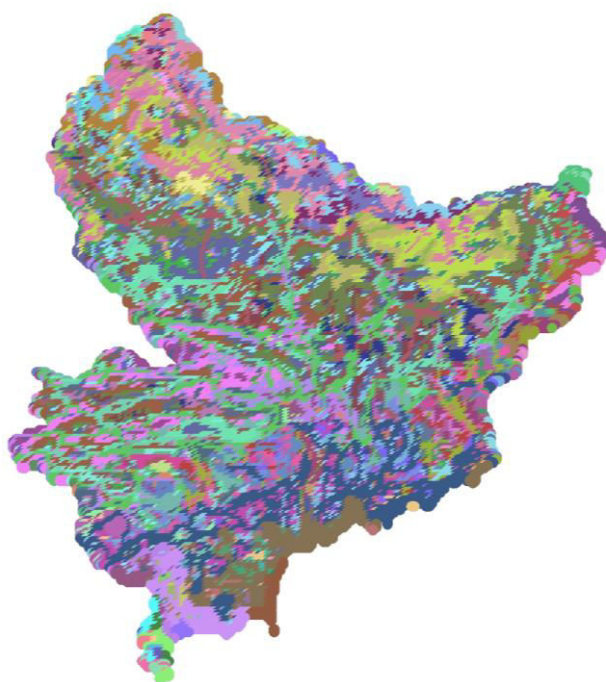
Graphique 63 : exemples d'unités morpho-climatiques pour janvier et juillet

Prémisses de considération des éléments climatiques pour la différenciation des unités du paysage :

- « Le climat possède une distribution continue ». Comme les types de climat sont définis à partir des relations entre les variables précipitation et température et qu'ils possèdent des distributions continues, généralement les types de climat ne dépassent pas un gradient déterminé, c'est-à-dire qu'il n'est pas courant qu'une zone à climat froid soit adjacente à une zone à climat chaud. Normalement le climat suit une **séquence** telle que : « **climat froid de montagne → semi-froid → tempéré → semi-chaud → chaud** » comme dans les zones montagneuses avec des étages thermiques complexes. Il est possible que certains sous-types ne soient pas présents ou qu'apparaissent d'autres sous-types, mais généralement il y a un patron déterminé.
- Le type de climat a une diffusion spatiale régionale, c'est à dire que les polygones des types climatiques occupent de grandes zones. Pour certains types climatiques (la grande majorité), la végétation sert de patron de référence et de validation. Il est possible de vérifier la probable variabilité spatiale des climats par rapport à la couverture végétale en fonction des connaissances des relations climat-végétation naturelle.

- Obtention du composant bioclimatique des unités du paysage

La végétation est considérée comme un attribut des paysages, c'est-à-dire que c'est une conséquence de l'addition des facteurs et des conditions qui sont le produit des interactions entre les divers éléments du composant physique. Suite à l'obtention du modèle du composant physique (composant stable) est réalisée la superposition « croisement » avec la carte de végétation et d'usage du sol. Pour ce cas a été utilisée Corine Land Cover et les différents scénarios d'évolution de l'artificialisation et de la transformation territoriale (composant dynamique) pour avoir un modèle des unités dynamiques du paysage lié à chaque date d'intérêt (1990, 2011, 2025, 2050 et 2100).

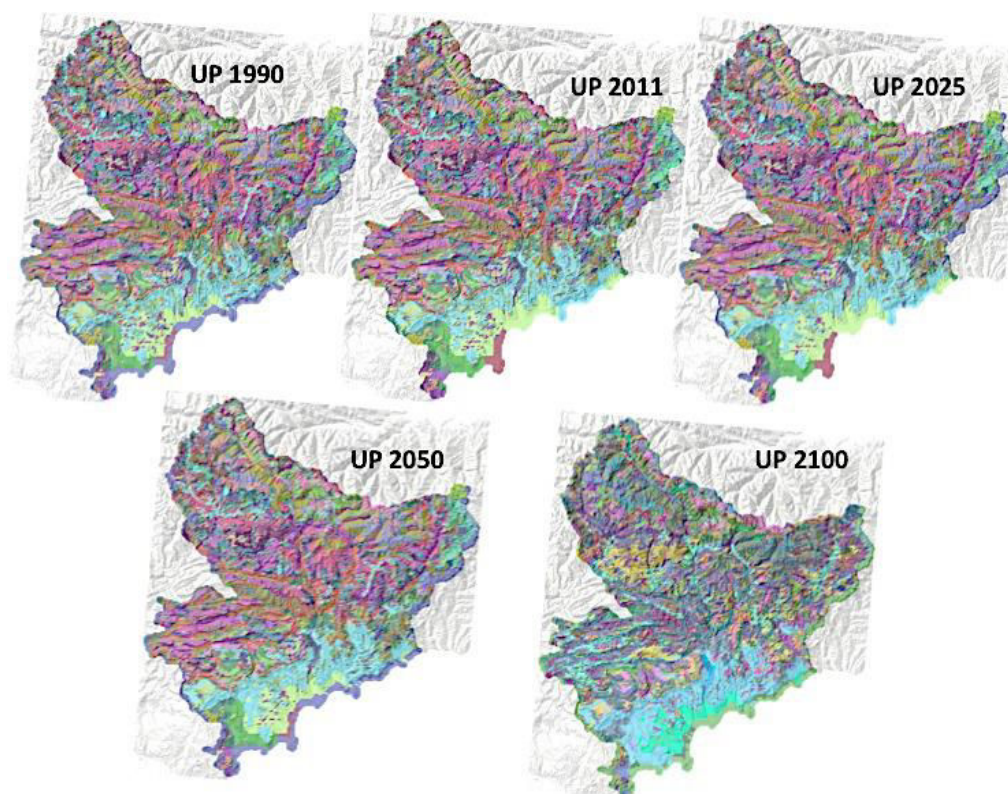


Graphique 64: Modèle d'unités du paysage

2.3. Définition des unités du paysage des Alpes-Maritimes

Unités hiérarchiques du paysage

Selon le processus décrit, ont été réalisés les modèles d'unités du paysage pour les différentes dates d'évaluation des impacts de l'artificialisation du territoire sur la biodiversité. Ces modèles d'unités du paysage seront utilisés plus tard pour des analyses permettant d'établir s'il existe un impact visible sur les expressions des écosystèmes.



Graphique 65: Unités hiérarchiques dynamiques du paysage

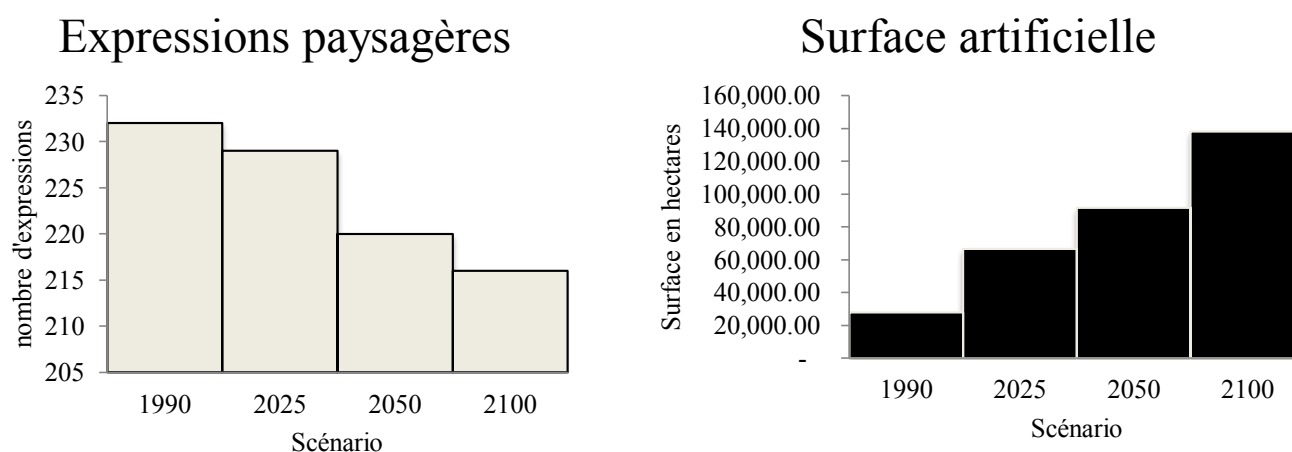
Exemple de légende d'une unité du paysage
<p>forêt de conifères de hautes collines fortement disséquées sur sol rendzine adaptées aux températures maximales de janvier $> 4,9^{\circ}\text{C}$ et $< 7,9^{\circ}\text{C}$ avec une amplitude thermique de $2,91^{\circ}\text{C}$. Cette expression trouve son optimum de température maximale en janvier vers $6,6^{\circ}\text{C}$. Ces structures sont capables de s'adapter aux températures minimales de janvier $> -4,14^{\circ}\text{C}$ mais $< -0,14^{\circ}\text{C}$ ce qui représente une amplitude thermique de $4,0^{\circ}\text{C}$ et trouvent leur optimum de température minimale en janvier vers $-1,14^{\circ}\text{C}$. Ces expressions s'adaptent aux conditions de précipitation $> 97,23\text{ mm}$ mais $< 122\text{ mm}$, ce qui représente une fourchette de 25 mm. Elles trouvent leur optimum de précipitation en janvier vers $106,49\text{ mm}$. En juillet les températures maximales auxquelles cette unité est adaptée sont $> 20,98^{\circ}\text{C}$ mais $< 24,45^{\circ}\text{C}$ avec une amplitude thermique de $3,47^{\circ}\text{C}$. Cette expression trouve son optimum vers $21,59^{\circ}\text{C}$. En ce qui concerne les températures minimales de juillet, cette expression est capable de s'adapter aux températures $> 10,79^{\circ}\text{C}$ mais $< 15,52^{\circ}\text{C}$ ce qui représente une fourchette de $4,73^{\circ}\text{C}$. Son optimum de température minimale de juillet se trouve vers $14,49^{\circ}\text{C}$. Cette unité du paysage est adaptée aux conditions de précipitation $> 47\text{ mm}$ mais $< 52,76\text{ mm}$, ce qui représente une fourchette de $5,56\text{ mm}$, et trouve son optimum de précipitation en juillet autour des $50,03\text{ mm}$.</p> <p>En novembre, les températures maximales auxquelles cette unité est adaptée sont $> 8,07^{\circ}\text{C}$ mais $< 11,26^{\circ}\text{C}$ avec une amplitude thermique de $3,19^{\circ}\text{C}$ et trouve son optimum vers $9,96^{\circ}$. Concernant les températures minimales de novembre, cette expression est capable de s'adapter aux</p>

températures $> 0,22^{\circ}\text{C}$ mais $< 4,28^{\circ}\text{C}$ ce qui représente une fourchette de $4,05^{\circ}\text{C}$. Son optimum de température minimale de novembre se trouve vers $2,83^{\circ}\text{C}$. Cette unité du paysage est adaptée aux conditions de précipitation $> 87,78 \text{ mm}$ mais $< 95,79 \text{ mm}$, ce qui représente une fourchette de $8,01 \text{ mm}$, et trouve son optimum de précipitation en novembre autour de $90,61 \text{ mm}$.

2.4. Evolution des expressions écosystémiques en fonction de la transformation territoriale.

A partir de maintenant seront présentées les unités du paysage qui sont décomposées par leur classification hiérarchique ainsi que les respectives analyses d'évolution de la diversité d'expressions du paysage.

La première analyse effectuée a été la détermination du nombre d'unités du paysage pour chaque date (1990, 2025, 2050 et 2100), ce qui a permis l'obtention d'une première donnée sur l'évolution de la richesse écosystémique et de la mosaïque paysagère en réponse à l'augmentation des zones artificialisées.



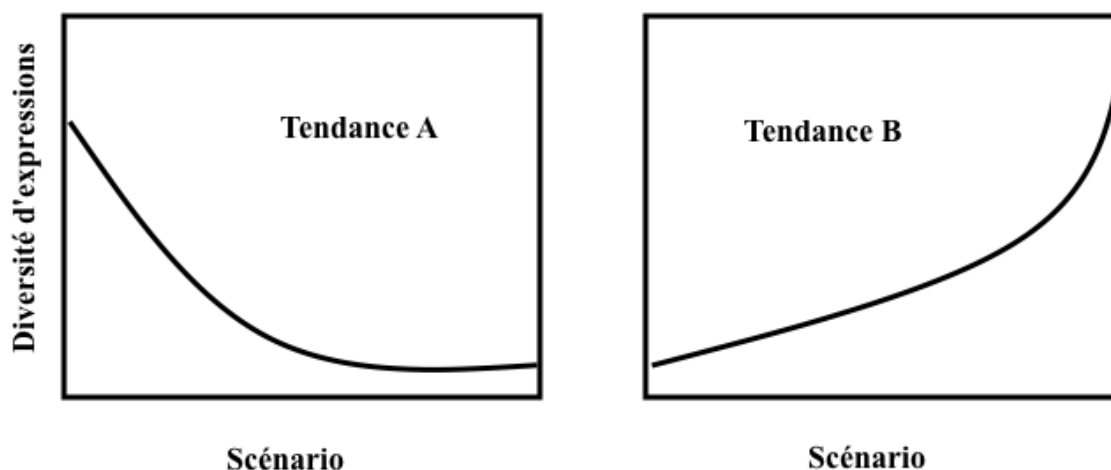
Graphique 66: Evolution de la richesse écosystémique en fonction de l'augmentation de l'artificialisation

En 1990 il y avait 236 expressions ou unités paysagères ; ce nombre passera à 229 en 2025, en conséquence de l'augmentation de l'artificialisation du territoire. Cette tendance est continue de façon que pour 2050, le nombre total d'unités du paysage diminuera jusqu'à 220 et en 2100 il y aura 212 expressions ou unités du paysage. Ces données nous permettent de formuler une autre hypothèse :

Hypothèse 5 : 24 expressions du paysage pourraient disparaître à la fin du XXI^{ème} siècle en conséquence des pressions de l'artificialisation du territoire.

Après l'identification de l'évolution générale des unités du paysage, sera réalisée l'évaluation détaillée des unités du paysage et de l'impact de l'artificialisation du territoire sur les expressions des écosystèmes. Pour cela seront désagrégées les unités du paysage par leurs types d'expression et en différents groupes d'évaluation.

Parmi les résultats d'évaluation il existe deux possibilités observés quant l'évolution de la diversité d'expressions écosystémiques :



La première des possibilités consiste en une diminution des niveaux de diversité à cause de ; 1.- de la perte ou érosion systématique et proportionnelle d'une (ou plusieurs) expressions, ou 2.- de l'augmentation de la dominance d'une ou plusieurs expressions écosystémiques sur l'ensemble d'expressions. La deuxième des possibilités consiste en une augmentation de la diversité à cause de ; 1.- l'augmentation de la variété systématique et proportionnelle des expressions écosystémiques. 2.- la disparition d'une ou plusieurs expressions écosystémiques soit trop peu abondantes, ou soit trop abondantes par rapport aux autres expressions écosystémiques.

2.5. Impacts de l'artificialisation du territoire sur la diversité écosystémique des Alpes-Maritimes vers la fin du XXIème siècle

Les unités du paysage qui seront présentées ci-après ont été élaborées à partir de la méthode exposée précédemment et correspondent aux différentes expressions écosystémiques. L'objectif de cette partie du travail est l'identification de l'impact de l'artificialisation du territoire au niveau de chaque type d'expression de la façon la plus détaillée possible.

Avant de présenter la désagrégation des unités du paysage et les résultats respectifs de la diversité des expressions écosystémiques, il est nécessaire de rappeler et de mettre davantage en évidence la méthode utilisée pour l'évaluation de la diversité. Dans ce travail, l'évaluation de la biodiversité considère deux niveaux d'impact : l'impact sur la « variété » et l'impact sur la « variabilité ». Le premier niveau fait référence au niveau d'impact sur la quantité des différents types d'éléments qui maintiennent une diversité d'expressions de réponse aux changements environnementaux à partir d'adaptations à

des conditions spécifiques. Pour mener à bien ce niveau d'évaluation, ont été élaborées les unités du paysage afin de déterminer la variété écosystémique. Le second niveau d'impact fait référence à l'impact sur la tendance que présentent les différents types d'éléments (ou expressions) à se différencier entre eux. Cet impact est en relation avec les phénomènes de dominance et de proportionnalité. Pour la détermination du niveau de variabilité des expressions des écosystèmes, a été utilisée la théorie de l'information écologique (Margalef, 1957).

L'index d'entropie négative (néguentropie) proposé par Ramon Margalef pour l'évaluation de la diversité et l'organisation des systèmes écologiques il y a près de 50 ans a été amplement utilisé comme mesure de l'information écologique et du patron fonctionnel des écosystèmes. Jusqu'à aujourd'hui cet index est très utilisé mais est aussi sujet de débat. Dans la plupart de la littérature scientifique on constate que l'application de l'index et surtout sa correcte interprétation méritent de considérer les éléments suivants :

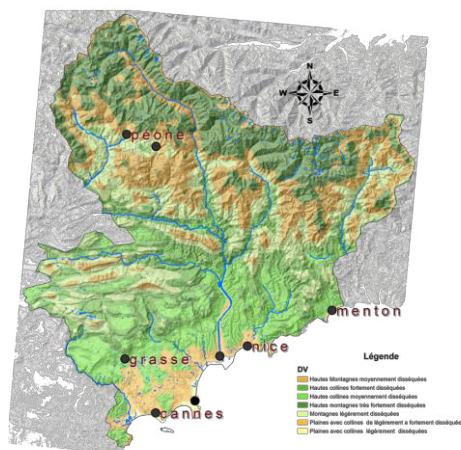
- En premier lieu, la considération de l'espace comme une variable qui a une très forte influence sur les résultats. « *Plus grande est la surface, plus grande est la variabilité* ». **Il n'est pas correct d'appliquer l'index pour réaliser des comparaisons entre différentes échelles spatiales ou fonctionnelles.**
- Une autre considération est que les mécanismes générateurs de variabilité n'ont pas de trajectoires réversibles ; « *le mécanisme de génération de variabilité à partir de l'agrégation d'entités différentes ou nombre d'individus, n'est pas proportionnel au mécanisme qui provoque la perte de variabilité à partir de la suppression d'entités ou individus* » cela s'explique par le facteur chorologique ou « *cybernétique* » qui établit le niveau d'interrelations entre les entités.
- « *Quand la biomasse augmente, la variabilité diminue* ». Cet aspect est lié à l'hétérogénéité. Néanmoins, lorsque la biomasse diminue, la diversité n'augmente pas toujours, même si la proportionnalité ou l'hétérogénéité augmentent.

Maintenant qu'ont été expliqués les principes et les différentes considérations pour l'interprétation des index, seront réalisées les évaluations de l'impact de l'artificialisation sur la biodiversité en fonction des différents groupes d'unités hiérarchiques qui sont ou seront potentiellement affectés par l'artificialisation sur les différents scénarios d'évaluation.

Premier groupe : La forêt de conifères

En premier lieu sera présentée la diversité des expressions de la forêt de conifères pour chacun des scénarios d'évaluation :

Reference géographique



Graphique 67 : Distribution de la forêt de conifères

Les cartes antérieures présentent la distribution de la forêt de conifères en général. Il est possible d'observer que ces structures sont distribuées presque sur la totalité du département mais leur abondance est plus limitée sur la partie correspondant à la bande côtière. Sa distribution montre une forte plasticité écologique, mais cette plasticité ou « amplitude écologique » est le résultat d'un niveau complexe d'adaptations aux différentes conditions géomorphologiques, climatique et édaphique. De telle façon que même si la totalité des zones présentes sur la carte en couleur vert foncé sont des structures de forêt de conifères, en réalité elles ne sont pas exactement les mêmes expressions et par conséquent cette carte ne montre pas la diversité de la forêt de conifères. Cette affirmation oblige à se poser la question suivante :

Quel est le niveau de diversité de la forêt de conifères ?

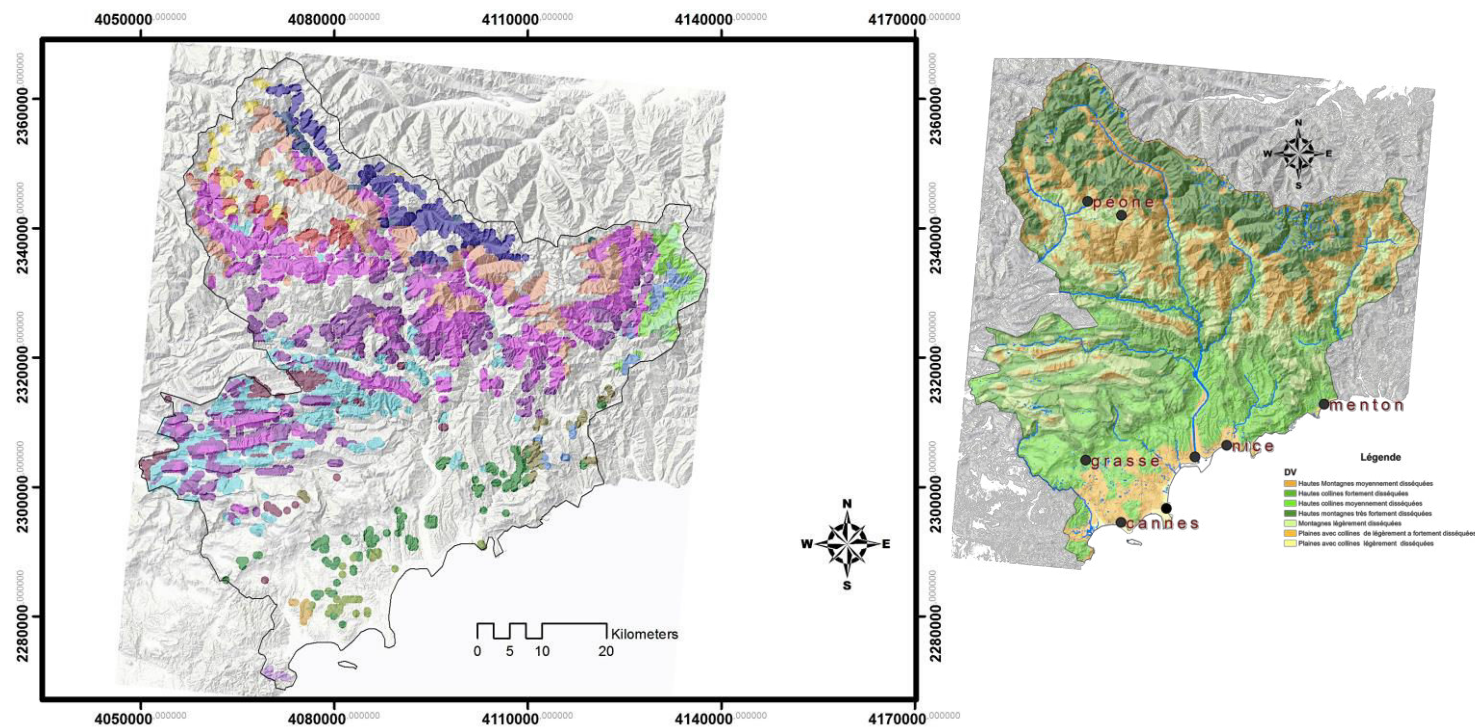
Pour répondre à cette question, il va être démontré qu'il s'agit d'une diversité des expressions qui sont adaptées et distribuées à partir d'un gradient écologique et que chaque structure est différente des autres en termes de conditions géomorphologiques, édaphiques, climatiques et même en ce qui concerne leur composition botanique.

Après la désagrégation écologique de la forêt de conifères à partir des unités du paysage, il est possible d'identifier que la forêt de conifères est composée de 21 différentes expressions, qui sont énumérées dans le tableau suivant :

Tableau 18 : Variété des expressions de la forêt de conifères en 1990

id	Variété des expressions de la forêt de conifères
1	Forêt de conifères de hautes collines fortement disséquées sur sol cambisol
2	Forêt de conifères de hautes collines fortement disséquées sur sol rendzine
3	Forêt de conifères de hautes collines moyennement disséquées sur sol andosol
4	Forêt de conifères de hautes collines moyennement disséquées sur sol cambisol
5	Forêt de conifères de hautes collines moyennement disséquées sur sol rendzine
6	Forêt de conifères de hautes montagnes moyennement disséquées sur sol andosol
7	Forêt de conifères de hautes montagnes moyennement disséquées sur sol cambisol
8	Forêt de conifères de hautes montagnes moyennement disséquées sur sol lithosol
9	Forêt de conifères de hautes montagnes moyennement disséquées sur sol rendzine
10	Forêt de conifères de hautes montagnes très fortement disséquées sur sol andosol
11	Forêt de conifères de hautes montagnes très fortement disséquées sur sol cambisol
12	Forêt de conifères de hautes montagnes très fortement disséquées sur sol lithosol
13	Forêt de conifères de hautes montagnes très fortement disséquées sur sol podzol
14	Forêt de conifères de hautes montagnes très fortement disséquées sur sol rendzine
15	Forêt de conifères de montagnes légèrement disséquées sur sol andosol
16	Forêt de conifères de montagnes légèrement disséquées sur sol cambisol
17	Forêt de conifères de montagnes légèrement disséquées sur sol lithosol
18	Forêt de conifères de montagnes légèrement disséquées sur sol rendzine
19	Forêt de conifères de plaines avec collines de légèrement à fortement disséquées sur sol andosol
20	Forêt de conifères de plaines avec collines de légèrement à fortement disséquées sur sol cambisol
21	Forêt de conifères de plaines avec colline de légèrement à fortement disséquées sur sol rendzine
	Richesse S =21

Dans la zone d'étude, la forêt de conifères est très diversifiée, comme il est possible d'observer dans le tableau antérieur. Il est accepté en écologie que plus les conditions écosystémiques sont variées, plus le système écologique sera en bonne santé, étant donné que la capacité de tolérance aux perturbations est plus grande puisque l'écosystème a accumulé plus d'information et est donc plus organisé. Au contraire, un écosystème avec une seule expression est plus sensible aux perturbations (Margalef, 1993). Sur la carte suivante est présentée la diversité des expressions de la forêt de conifères.



Expressions du du foret de conifères 1990

- Foret de conifères hautes montagnes moyennement disséquées andosol
- Foret de conifères hautes montagnes moyennement disséquées cambisol
- Foret de conifères hautes montagnes moyennement disséquées lithosol
- Foret de conifères hautes montagnes moyennement disséquées rendzine
- Foret de conifères hautes collines fortement disséquées cambisol
- Foret de conifères hautes collines fortement disséquées rendzine
- Foret de conifères hautes collines moyennement disséquées andosol
- Foret de conifères hautes collines moyennement disséquées cambisol
- Foret de conifères hautes collines moyennement disséquées rendzine
- Foret de conifères hautes montagnes très fortement disséquées andosol
- Foret de conifères montagnes très fortement disséquées cambisol
- Foret de conifères montagnes très fortement disséquées lithosol
- Foret de conifères hautes montagnes très fortement disséquées podzol
- Foret de conifères montagnes légèrement disséquées rendzine
- Foret de conifères montagnes légèrement disséquées andosol
- Foret de conifères montagnes légèrement disséquées cambisol
- Foret de conifères montagnes légèrement disséquées lithosol
- Foret de conifères montagnes légèrement disséquées rendzine
- Foret de conifères plaines avec collines de légèrement a fortement disséquées cambisol
- Foret de conifères plaines avec collines de légèrement a fortement disséquées rendzine

Graphique 68: Variété des expressions de la forêt de conifères en 1990

Comme il est possible d'observer sur la carte, la forêt de conifères s'exprime en fonction d'un gradient écologique qui occupe 21 unités du paysage différentes. Chaque unité est différente des autres par son niveau d'adaptation aux conditions géomorphologiques, édaphiques ou climatiques. Ces caractéristiques permettent de différencier les conditions auxquelles chaque unité peut s'adapter et de générer de l'équilibre évolutif avec son milieu.

Plus concrètement, il est possible d'affirmer à partir de cette analyse que **la forêt de conifères n'est pas la même partout**, de telle façon que ses expressions ne peuvent pas être considérées de la même manière dans un programme de conservation de la biodiversité. Selon l'analyse de désagrégation de la diversité écosystémique, il est possible de suggérer que la forêt de conifères a un haut niveau de redondance, c'est-à-dire qu'il s'agit d'un écosystème « ordonné » avec des expressions qui montrent une claire préférence pour des conditions écologiques déterminées. En d'autres termes, il existe peu d'aléas dans la distribution des espèces qui conforment cet écosystème. C'est pour cette raison qu'il existe plusieurs expressions distinctes et leurs distributions répondent aux conditions environnementales. Si au contraire il y avait une seule expression qui occupe une grande surface, la situation serait complètement différente, c'est-à-dire que la redondance écologique serait très basse ou nulle, et il s'agirait donc d'un écosystème désordonné où les espèces seraient distribuées de façon aléatoire dans la variabilité environnementale et avec très peu de spécificité et de préférence pour les différentes conditions géo-écologiques.

Deux exemples de description détaillée des caractéristiques des unités du paysage qui montrent leurs différences en termes de composition botanique :

Forêt de conifères de hautes collines fortement disséquées sur sol cambisol:

Ces unités ont une distribution sur des structures géomorphologiques avec une profondeur ou dissection verticale du relief de 346 mètres avec des sols cambisol eutrique et cambisol calcique. Le cambisol est un sol jeune peu développé qui peut-être présent dans une grande ampleur de types climatiques sauf dans les zones à climats arides. Il est légèrement argileux, carbonaté, a des concentrations de fer et de manganèse et est moyennement susceptible à l'érosion. Il y a deux sous-types de cambisol dans cette unité : le cambisol calcique qui est un sol de coloration blanche avec des niveaux de calcium élevés et le cambisol eutrique qui est de légèrement acide à légèrement alcalin. La température moyenne de janvier de cette unité est de 6,7°C, la température maximale moyenne de juin de 21°C et la température moyenne d'octobre de 13,93°C.

Le tableau suivant présente un échantillon de plantes ayant une probabilité supérieure à 50% de se retrouver dans ces unités paysagères. Le calcul de la probabilité de présence de ces plantes suit une méthodologie qui a été appliquée à l'ensemble du territoire français qui est fondée sur un étalonnage probabiliste des relations entre plantes et climat (Garbolino *et al.*, 2007 ; 2012). Le résultat de cet étalonnage est la constitution d'un vaste catalogue de bio-indicateurs du climat dont il est possible d'estimer la probabilité de présence à différentes échelles d'espace et de temps (Garbolino *et al.*, 2012 ; Garbolino, 2014).

Tableau 19 : Espèces végétales susceptibles de trouver des conditions pour se développer dans cette unité

NOM	PROB	NOM	PROB
ARBUTUS UNEDO L.	0,8	LAVANDULA STOECHAS L.	0,7
ARBUTUS UNEDO L. 3-6	0,8	LONICERA ETRUSCA SANTI	0,7
ARUNDO DONAX L.	0,8	LONICERA ETRUSCA SANTI 2-6	0,7
BONJEANIA HIRSUTA (L.) 2-4	0,8	LONICERA IMPLEXA AITON	0,7
BONJEANIA HIRSUTA (L.) RCHB.	0,8	LONICERA IMPLEXA AITON 2-6	0,7
BRACHYPODIUM DISTACHYUM (L.) R. & S.	0,8	LONICERA JAPONICA THUNBERG	0,7
BRACHYPODIUM DISTACHYUM 2-5	0,8	MYRTUS COMMUNIS L.	0,7
BRACHYPODIUM PINNATUM (SUBSP. PHOENICOIDES R 3-6	0,8	MYRTUS COMMUNIS L. 3-6	0,7
BRACHYPODIUM PINNATUM (SUBSP. PHOENICOIDES R 4-6	0,8	OLEA EUROPAEA L.	0,7
BRACHYPODIUM PINNATUM (L.) P. B. SUBSP. PHOENICOIDES R. & S.	0,7	OLEA EUROPAEA L. 3-6	0,7
BRACHYPODIUM RAMOSUM (L 3-6	0,7	OSTRYA CARPINIFOLIA SCO 5-6	0,7
BRACHYPODIUM RAMOSUM (L 4-6	0,7	OSTRYA CARPINIFOLIA SCOP.	0,7
BRACHYPODIUM RAMOSUM (L.) R. & S.	0,7	PHILLYREA ANGUSTIFOLIA 2-6	0,7
CALYCOTOME SPINOSA (L.) 3-6	0,7	PHILLYREA ANGUSTIFOLIA L.	0,7
CALYCOTOME SPINOSA (L.) LINK	0,7	PHILLYREA LATIFOLIA (L. SUBSP. MEDIA L. 2-6	0,7
CELTIS AUSTRALIS L.	0,7	PHILLYREA LATIFOLIA (L. 2-6	0,7
CELTIS AUSTRALIS L. 2-4	0,7	PHILLYREA LATIFOLIA (L.) FLICHE	0,7
CISTUS ALBIDUS L.	0,7	PHILLYREA LATIFOLIA (L.) FLICHE SUBSP. MEDIA L.	0,7
CISTUS ALBIDUS L. 3-6	0,7	PINUS HALEPENSIS MILL.	0,7
CISTUS MONSPELIENSIS L.	0,7	PINUS HALEPENSIS MILL. 4-6	0,7
CISTUS MONSPELIENSIS L. 3-6	0,7	PINUS LARICIO POIR. RACE SALZMANNI DU 6-6	0,7
CISTUS SALVIAEFOLIUS L.	0,7	PINUS LARICIO POIR. RACE SALZMANNI DUNAL	0,7
CISTUS SALVIAEFOLIUS L. 3-6	0,7	PINUS PINASTER SOLAND.	0,7
CLEMATIS FLAMMULA L.	0,7	PINUS PINASTER SOLAND. 4-6	0,7
CLEMATIS FLAMMULA L. 2-5	0,7	PINUS PINEA L. 4-6	0,7
FICUS CARICA L.	0,7	PISTACIA LENTISCUS L.	0,7
FRAXINUS ORNUS L.	0,7	PISTACIA LENTISCUS L. 3-6	0,7
FRAXINUS ORNUS L. 3-6	0,7	PISTACIA TEREBINTHUS L.	0,7
FRAXINUS OXYPHYLLA M. B SUBSP. OXYCARPA WILLD 3-5	0,7	PISTACIA TEREBINTHUS L. 2-6	0,7
FRAXINUS OXYPHYLLA M. BIEB.	0,7	QUERCUS COCCIFERA L.	0,7
FRAXINUS OXYPHYLLA M. BIEB. SUBSP. OXYCARPA WILLD.	0,7	QUERCUS COCCIFERA L. 4-6	0,7
GENISTA HISPANICA L. 3-6	0,7	QUERCUS ILEX L.	0,7
GENISTA PILOSA L. VAR. PILOSA	0,7	QUERCUS ILEX L. 4-6	0,7

GENISTA SCORPIUS (L.) L 2-6	0,7	QUERCUS SUBER L.	0,7
GENISTA SCORPIUS (L.) LAM.	0,7	QUERCUS SUBER L. 4-6	0,7
GLOBULARIA ALYPUM L.	0,7	RHAMNUS ALATERNUS L.	0,6
GLOBULARIA ALYPUM L. 2-5	0,7	RHAMNUS ALATERNUS L. 2-6	0,6
JUNIPERUS OXYCEDRUS L.	0,7	RHAMNUS ALATERNUS L. 3-6	0,6
JUNIPERUS OXYCEDRUS L. SUBSP. OXYCEDRUS 2-3	0,7	ROSMARINUS OFFICINALIS 3-6	0,6
JUNIPERUS OXYCEDRUS L. 2-6	0,7	ROSMARINUS OFFICINALIS L.	0,6
JUNIPERUS OXYCEDRUS L. SUBSP. OXYCEDRUS	0,7	RUSCUS ACULEATUS L.	0,6
JUNIPERUS PHOENICEA L.	0,7	RUSCUS ACULEATUS L. 2-6	0,6
JUNIPERUS PHOENICEA L. 3-6	0,7	RUTA CHALEPENSIS L.	0,6
LAURUS NOBILIS L.	0,7	RUTA CHALEPENSIS L. SUBSP. ANGUSTIFOLIA P 2-4	0,6
LAURUS NOBILIS L. 2-5	0,7	RUTA CHALEPENSIS L. SUBSP. ANGUSTIFOLIA PERS.	0,6
LAVANDULA LATIFOLIA (L.) 2-6	0,7	SMILAX ASPERA L.	0,6
LAVANDULA LATIFOLIA (L.) VILL.	0,7	SMILAX ASPERA L. 3-6	0,6
		VIBURNUM TINUS L.	0,6
		VIBURNUM TINUS L. 2-6	0,6
		VIBURNUM TINUS L. 3-6	0,6

La liste présentée dans le tableau 19 montre le caractère méditerranéen de ces unités paysagères avec la forte probabilité de présence de *Calycotome spinosa* (probabilité supérieure à 0.8) lorsque ce taxon est très abondant. De même, d'autres espèces méditerranéennes ont elles aussi une probabilité de présence importante comme *Pinus halepensis*, *Quercus coccifera*, *Olea europaea*, *Myrtus communis*, *Ficus carica*, *Arbutus unedo*, *Brachypodium ramosum* etc. Il s'agit donc de plantes pouvant coloniser les collines proches du littoral ainsi que celle plus à l'intérieur du territoire, comme le montre également la présence de taxons plus mésophiles comme *Ostrya carpinifolia*, *Fraxinus ornus*,

Forêt de conifères de hautes collines fortement disséquées sur sol rendzine:

Ces unités ont une distribution sur des structures géomorphologiques avec une profondeur ou dissection verticale du relief de 346 mètres avec des sols rendzine orthique, des sols brefs et cayeux caractéristiques de certains climats tempérés. Ces sols ont une couche superficielle abondante en matière organique, sont riches en calcium et sont généralement argileux et peu profonds mais peuvent supporter des expressions de végétation à feuilles persistantes. Ils sont moyennement susceptibles à l'érosion. La température moyenne de janvier de cette unité est de 6,19°C, la température maximale moyenne de juin de 21°C et la température moyenne d'octobre de 13°C. Les plantes présentées dans le tableau 20 sont issues des mêmes sources d'information présentées précédemment.

Tableau 20 : Espèces végétales susceptibles de trouver des conditions pour se développer dans cette unité

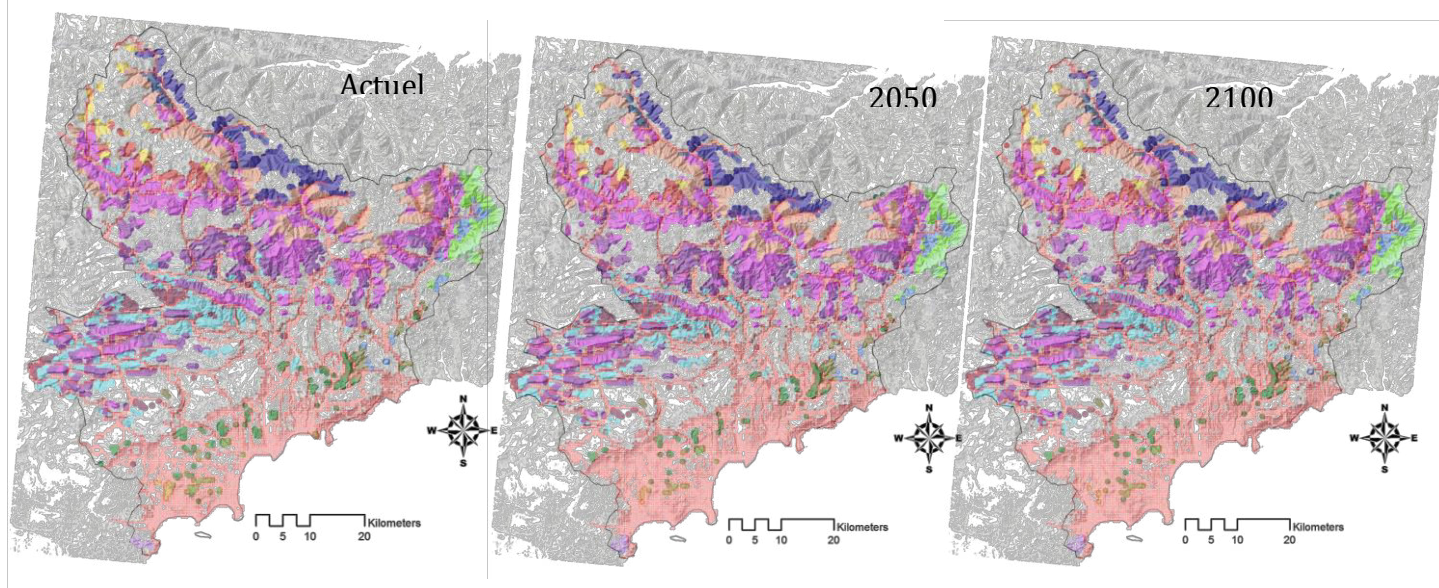
NOM	PROB	NOM	PROB
CLEMATIS RECTA L.	0,8	GENISTA HISPANICA L. 3-6	0,6
CLEMATIS RECTA L. 2-3	0,8	GENISTA SCORPIUS (L.) L 2-6	0,6
CALYCOTOME SPINOSA (L.) LINK	0,7	GENISTA SCORPIUS (L.) LAM.	0,6
CISTUS ALBIDUS L. 3-6	0,7	GLOBULARIA ALPUM L.	0,6
COTINUS COCCYGIA (BAUHI 3-6	0,7	JUNIPERUS OXYCEDRUS L.	0,6
FRAXINUS ORNUS L. 3-6	0,7	JUNIPERUS OXYCEDRUS L. 2-6	0,6
JUNIPERUS OXYCEDRUS L. SUBSP. OXYCEDRUS	0,7	JUNIPERUS PHOENICEA L.	0,6
OSTRYA CARPINIFOLIA SCO 5-6	0,7	LONICERA ETRUSCA SANTI	0,6
OSTRYA CARPINIFOLIA SCOP.	0,7	LONICERA ETRUSCA SANTI 2-6	0,6
PHILLYREA LATIFOLIA (L.) FLICHE SUBSP. MEDIA L.	0,7	LONICERA IMPLEXA AITON	0,6
PISTACIA TEREBINTHUS L.	0,7	LONICERA IMPLEXA AITON 2-6	0,6
PISTACIA TEREBINTHUS L. 2-6	0,7	PHILLYREA ANGUSTIFOLIA 2-6	0,6
ACER MONSPESSULANUM L.	0,6	PHILLYREA ANGUSTIFOLIA L.	0,6
ACER MONSPESSULANUM L. 2-6	0,6	PHILLYREA LATIFOLIA (L. SUBSP. MEDIA L. 2-6	0,6
ACER OPALUS MILLER SUBSP. OPALUS	0,6	PHILLYREA LATIFOLIA (L. 2-6	0,6
ARBUTUS UNEDO L.	0,6	PHILLYREA LATIFOLIA (L.) FLICHE	0,6
ASPARAGUS ACUTIFOLIUS L 2-6	0,6	PINUS HALEPENSIS MILL.	0,6
ASPARAGUS ACUTIFOLIUS L.	0,6	PINUS HALEPENSIS MILL. 4-6	0,6
BONJEANIA HIRSUTA (L.) 2-4	0,6	PINUS PINASTER SOLAND.	0,6
BONJEANIA HIRSUTA (L.) RCHB.	0,6	PINUS PINASTER SOLAND. 4-6	0,6
BRACHYPODIUM PINNATUM (SUBSP. PHOENICOIDES R 3-6	0,6	PISTACIA LENTISCUS L.	0,6
BRACHYPODIUM PINNATUM (SUBSP. PHOENICOIDES R 4-6	0,6	QUERCUS COCCIFERA L.	0,6
BRACHYPODIUM PINNATUM (L.) P. B. SUBSP. PHOENICOIDES R. & S.	0,6	QUERCUS COCCIFERA L. 4-6	0,6
BRACHYPODIUM RAMOSUM (L 3-6	0,6	QUERCUS ILEX L.	0,6
BRACHYPODIUM RAMOSUM (L 4-6	0,6	QUERCUS ILEX L. 4-6	0,6
BRACHYPODIUM RAMOSUM (L.) R. & S.	0,6	RHAMNUS ALATERNUS L.	0,6
CALYCOTOME SPINOSA (L.) 3-6	0,6	RHAMNUS ALATERNUS L. 2-6	0,6
CASTANEA SATIVA MILL. 4-6	0,6	RHAMNUS ALATERNUS L. 3-6	0,6
CISTUS ALBIDUS L.	0,6	ROSMARINUS OFFICINALIS 3-6	0,6

CISTUS MONSPELIENSIS L.	0,6	ROSMARINUS OFFICINALIS L.	0,6
CISTUS MONSPELIENSIS L. 3-6	0,6	RUSCUS ACULEATUS L.	0,6
CISTUS SALVIAEFOLIUS L.	0,6	RUSCUS ACULEATUS L. 2-6	0,6
CISTUS SALVIAEFOLIUS L. 3-6	0,6	RUTA CHALEPENSIS L.	0,6
ERICA ARBOREA L.	0,6	RUTA CHALEPENSIS L. SUBSP. ANGUSTIFOLIA P 2-4	0,6
ERICA ARBOREA L. 3-6	0,6	RUTA CHALEPENSIS L. SUBSP. ANGUSTIFOLIA PERS.	0,6
ERICA SCOPARIA L.	0,6	SMILAX ASPERA L.	0,6
ERICA SCOPARIA L. 4-6	0,6	SMILAX ASPERA L. 3-6	0,6
FICUS CARICA L.	0,6	VIBURNUM TINUS L.	0,6
FRAXINUS ORNUS L.	0,6	VIBURNUM TINUS L. 2-6	0,6
FRAXINUS OXYPHYLLA M. BIEB.	0,6	VIBURNUM TINUS L. 3-6	0,6
FRAXINUS OXYPHYLLA M. BIEB. SUBSP. OXYCARPA WILLD.	0,6		
GENISTA CINEREA (VILL.) 4-6	0,6		

Les espèces probables de ces unités paysagères sont aussi des espèces méditerranéennes mais ce caractère méditerranéen est un peu moins marqué du fait de probabilités d'occurrence légèrement inférieures à celles des mêmes taxons du tableau 19. C'est le cas par exemple de *Calycotome spinosa*, *Pinus halepensis* etc. Par ailleurs, d'autres taxons xérophiles ne sont pas probables dans les unités du tableau 20 comme *Olea europaea*, *Myrtus communis*, *Quercus suber* etc. Notons également la probabilité de présence de *Genista cinerea* abondant qui est une espèce très représentée sur les hautes collines et les montagnes dans les Alpes-Maritimes.

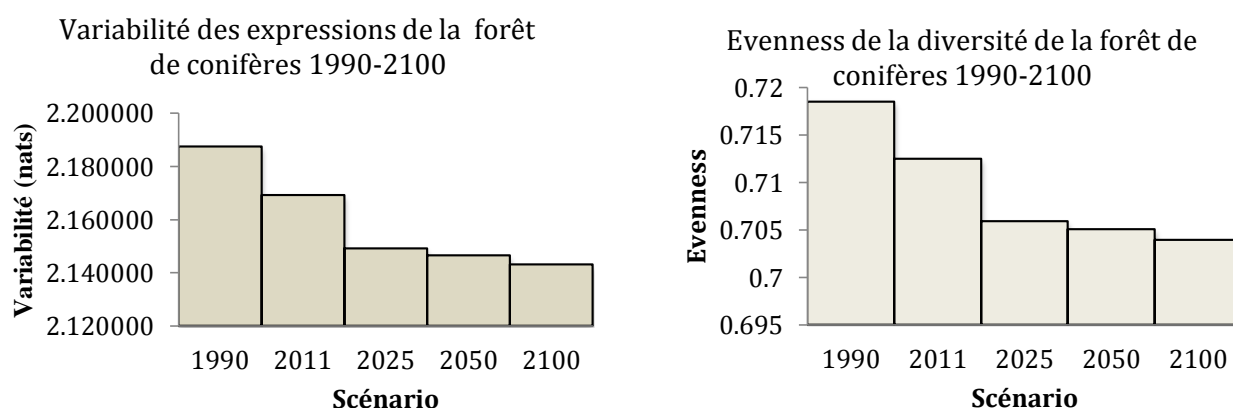
Seuls deux exemples de la description détaillée des unités du paysage ont été présentés pour éviter de surcharger d'information cette partie du travail qui a pour objectif d'estimer l'évolution de la biodiversité à partir des unités du paysage et non précisément la description des caractéristiques des unités du paysage.

A partir des pages suivantes seront présentées les possibles évolutions des niveaux de biodiversité depuis 1990 vers la fin du siècle à partir des unités du paysage.



Graphique 69 : Evolution des expressions écologiques de la forêt de conifères vers la fin du XXI^{ème} siècle

Les résultats de l'analyse de l'évolution de la diversité des expressions de la forêt de conifères montrent **une régression systématique du niveau de variabilité à cause de l'augmentation de la surface artificialisée.**



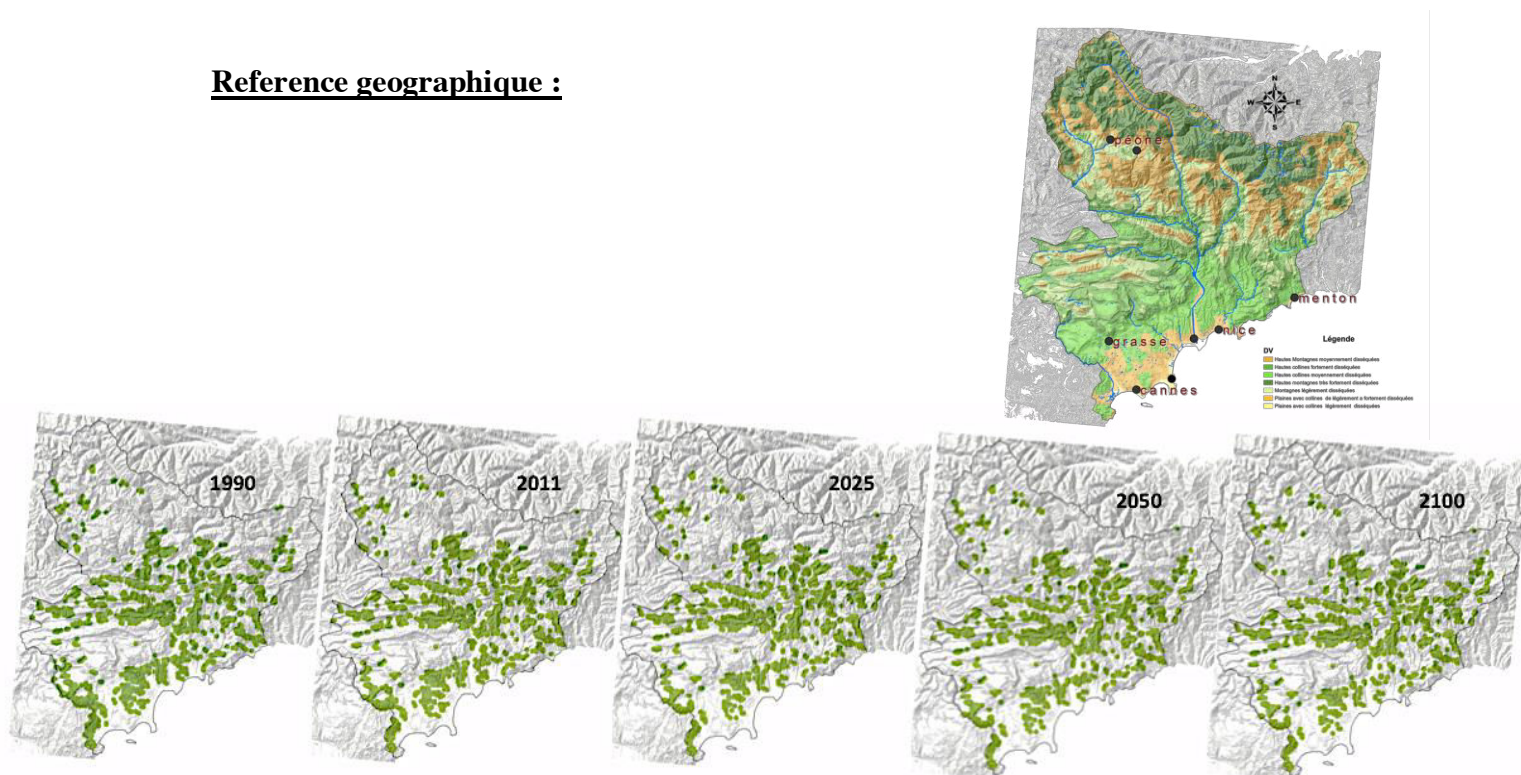
Graphique 70 : Evolution de la diversité des expressions de la forêt de conifères

D'après les analyses, il est possible de constater que l'augmentation de l'artificialisation aura effectivement une conséquence sur la variabilité et l'equi-distribution proportionnelle des expressions écosystémiques. *Quelle est la signification de ces résultats en termes plus précis ?* En réalité, cela signifie qu'il y aura une diminution

systematique de l'incertitude moyenne de trouver une catégorie écosystémique choisie de façon aléatoire différente des autres. Cette diminution est proportionnelle à l'augmentation de la surface artificielle. Il faut souligner que même si l'on constate une érosion systématique de la variabilité écosystémique dans ce groupe, l'artificialisation n'a pas d'impact sur la variété (c'est à dire qu'il n'y a pas de perte totale des expressions écosystémiques).

Deuxième groupe : La forêt mixte

Reference géographique :



Graphique 71 : Distribution de la forêt mixte en 1990

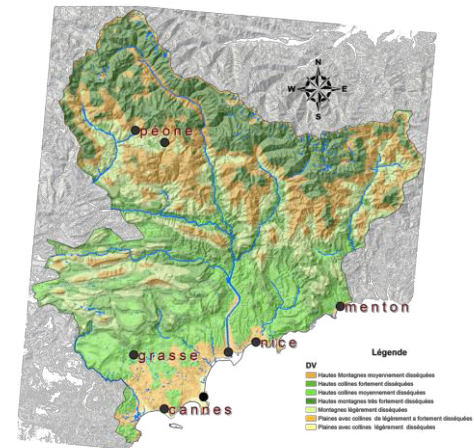
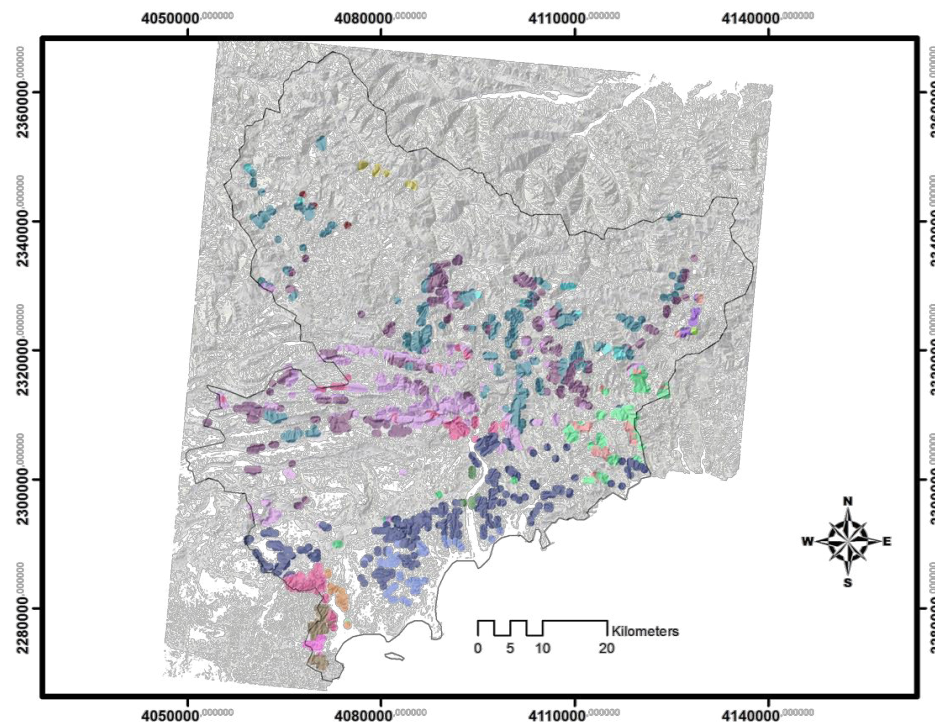
Les structures de la forêt mixte sont aussi distribuées sur une partie considérable du département. Il est possible d'apprécier qu'elles sont surtout présentes dans les moyens et haut-pays, mais elles sont aussi présentes sur la bande côtière.

Quel est le niveau de diversité des expressions de la forêt mixte ?

Le deuxième groupe d'unités du paysage correspond aux expressions de la forêt mixte constituée de 18 types d'expressions différentes.

Tableau 21 : Variété des expressions de la forêt mixte en 1990

id	Variété des expressions de la forêt mixte
1	Forêt mixte de hautes collines fortement disséquées sur sol cambisol
2	Forêt mixte de hautes collines fortement disséquées sur sol rendzine
3	Forêt mixte de hautes collines moyennement disséquées sur sol andosol
4	Forêt mixte de hautes collines moyennement disséquées sur sol cambisol
5	Forêt mixte de hautes collines moyennement disséquées sur sol lithosol
6	Forêt mixte de hautes collines moyennement disséquées sur sol rendzine
7	Forêt mixte de hautes montagnes moyennement disséquées sur sol andosol
8	Forêt mixte de hautes montagnes moyennement disséquées sur sol cambisol
9	Forêt mixte de hautes montagnes moyennement disséquées sur sol lithosol
10	Forêt mixte de hautes montagnes moyennement disséquées sur sol rendzine
11	Forêt mixte de hautes montagnes très fortement disséquées sur sol cambisol
12	Forêt mixte de hautes montagnes très fortement disséquées sur sol rendzine
13	Forêt mixte de montagnes légèrement disséquées sur sol cambisol
14	Forêt mixte de montagnes légèrement disséquées sur sol rendzine
15	Forêt mixte de plaines avec collines de légèrement à fortement disséquées sur sol andosol
16	Forêt mixte de plaines avec collines de légèrement à fortement disséquées sur sol cambisol
17	Forêt mixte de plaines avec collines de légèrement à fortement disséquées sur sol rendzine
18	Forêt mixte de plaines avec collines légèrement disséquées sur sol rendzine
	Richesse S =18



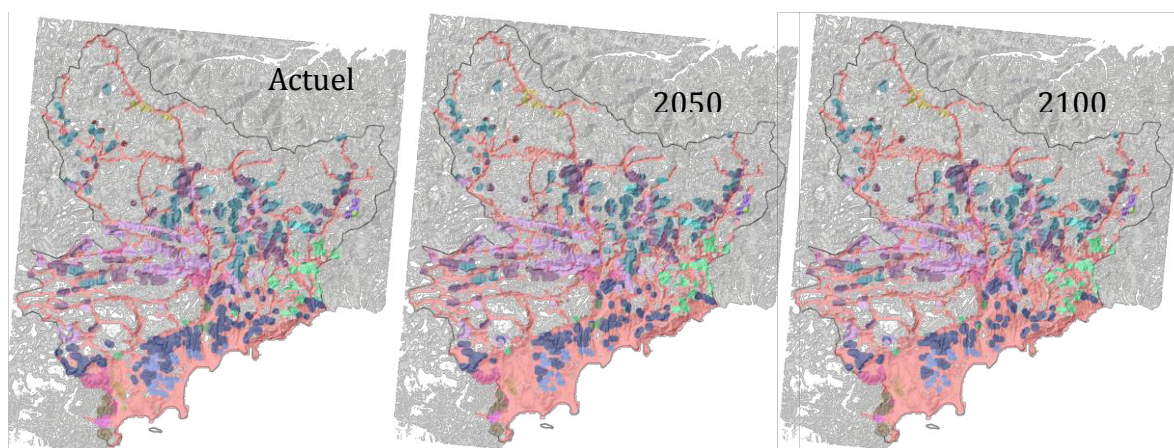
Mixed F

- Forêt mixte montagnes moyennement disséquées andosol
- Forêt mixte montagnes moyennement disséquées cambisol
- Forêt mixte hautes montagnes moyennement disséquées lithosol
- Forêt mixte hautes montagnes moyennement disséquées rendzine
- Forêt mixte hautes collines fortement disséquées cambisol
- Forêt mixte hautes collines fortement disséquées rendzine
- Forêt mixte hautes collines moyennement disséquées andosol
- Forêt mixte hautes collines moyennement disséquées cambisol
- Forêt mixte hautes collines moyennement disséquées lithosol
- Forêt mixte hautes collines moyennement disséquées rendzine
- Forêt mixte montagnes très fortement disséquées cambisol
- Forêt mixte hautes montagnes très fortement disséquées rendzine
- Forêt mixte montagnes légèrement disséquées cambisol
- Forêt mixte montagnes légèrement disséquées rendzine
- Forêt mixte plaines avec collines de légèrement a fortement disséquées andosol
- Forêt mixte plaines avec collines de légèrement a fortement disséquées cambisol
- Forêt mixte plaines avec collines de légèrement a fortement disséquées rendzine
- Forêt mixte plaines avec collines légèrement disséquées rendzine
- Forêt mixte hautes collines fortement disséquées rendzine

Graphique 72 : Variété des expressions de la forêt mixte

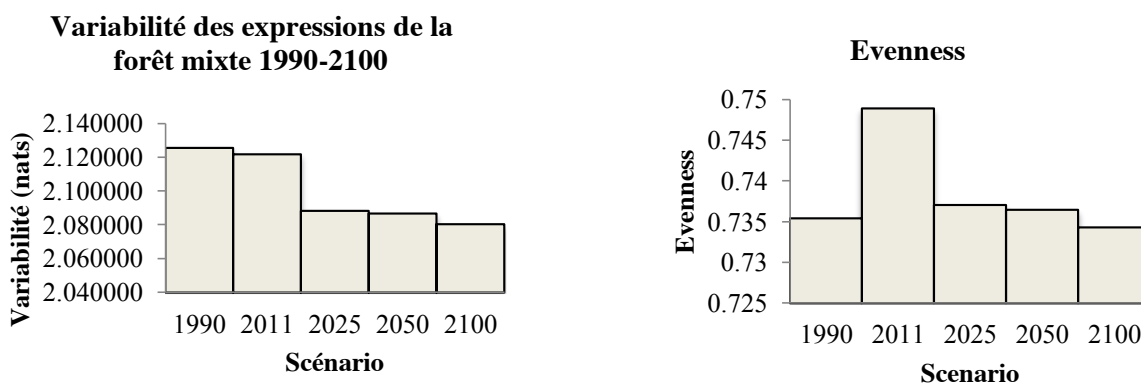
Les expressions de la forêt mixte ont aussi un haut niveau de redondance écologique, c'est-à-dire qu'il s'agit d'un écosystème « ordonné » avec des expressions qui montrent une claire préférence pour des conditions écologiques déterminées. De la même façon, la distribution des espèces répond aux relations entre les différents composants physico-biotiques du paysage et il existe très peu d'aléas, étant donné que chacune des 18 expressions différentes s'adapte à différentes conditions écologiques du territoire.

Dans les pages suivantes seront présentées les analyses de l'évolution potentielle de la diversité d'expressions de la forêt mixte entre 1990 et 2100.



Graphique 73 : Evolution des expressions écologiques de la forêt mixte vers la fin du XXI^{ème} siècle

Les résultats de l'analyse de l'évolution de la diversité des expressions de la forêt mixte montrent **une régression systématique du niveau de variabilité et un impact sur la variété causés par l'augmentation de la surface artificialisée**. Un résultat intéressant est qu'à partir de 2011 une expression de la forêt mixte minimalement représentée en 1990 a disparu. Cela correspond aux « **Forêt mixte de plaines avec collines légèrement disséquées sur sol rendzine** », de façon qu'il existe une perte de variété équivalente à 5.5%.



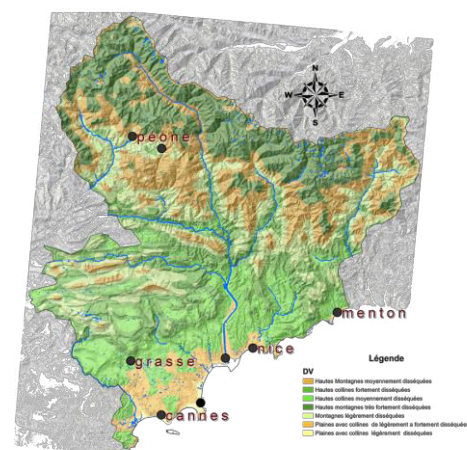
Graphique 74 : Evolution de la diversité des expressions de la forêt mixte

L'équi-distribution des expressions de la forêt mixte a enregistré un changement notable entre 1990 et 2011. Cela s'explique par le fait que l'incertitude moyenne de trouver une catégorie écosystémique choisie de façon aléatoire différente des autres, a augmenté avec la disparition d'une expression écosystémique qui était très peu représentée en termes d'abondance. En d'autres termes, la répartition spatiale des expressions en 2011 a été plus proportionnelle qu'en 1990.

Troisième groupe : La forêt de transition

Le troisième groupe est constitué par les structures de la forêt de transition.

Reference géographique :



Graphique 75 : Distribution de la forêt de transition

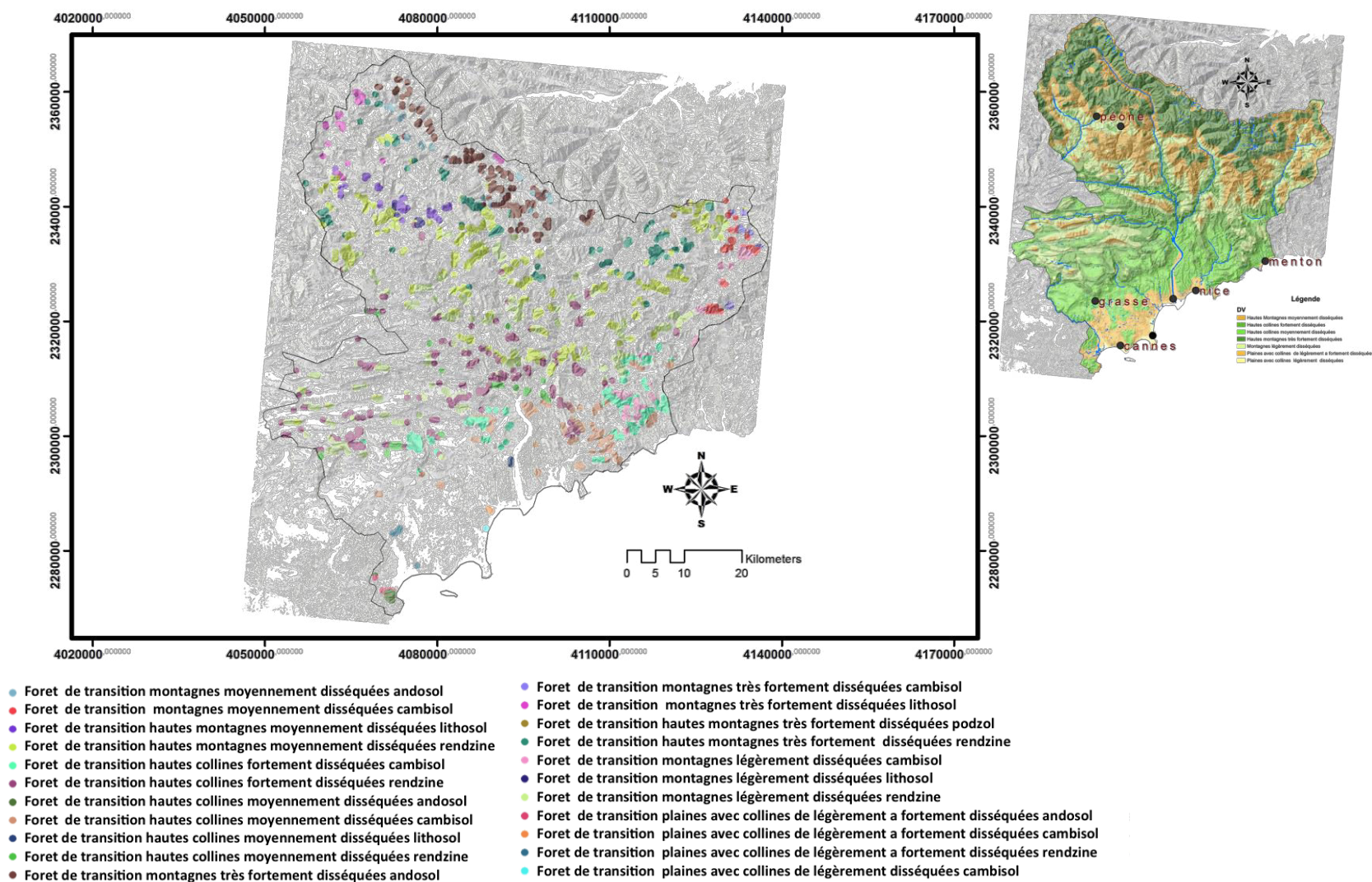
Les structures de la forêt de transition sont distribuées sur une grande partie du département, comme il est possible de le voir sur les cartes précédentes. Néanmoins, leur distribution est moins compacte que les expressions antérieurement décrites. Il est possible d'observer que leurs zones de distribution forment des petites parcelles sur quasiment la totalité du département sauf sur la bande côtière sur laquelle il n'est possible d'observer que quelques taches isolées de la forêt de transition.

Ci-dessous sont présentées les différentes expressions écosystémiques de la forêt de transition.

La forêt de transition est composée de 22 expressions différentes.

Tableau 22 : Variété des expressions de la forêt de transition en 1990

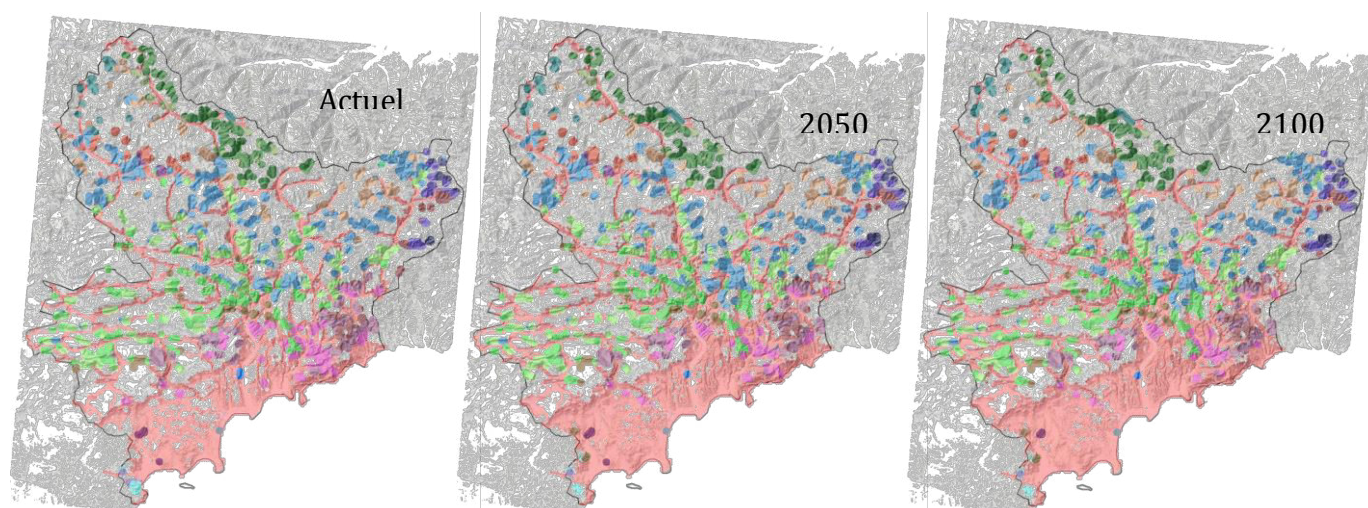
Id	Variété d'expressions de la forêt de transition
1	Forêt de transition de hautes collines fortement disséquées sur sol cambisol
2	Forêt de transition de hautes collines fortement disséquées sur sol rendzine
3	Forêt de transition de hautes collines moyennement disséquées sur sol andosol
4	Forêt de transition de hautes collines moyennement disséquées sur sol cambisol
5	Forêt de transition de hautes collines moyennement disséquées sur sol lithosol
6	Forêt de transition de hautes collines moyennement disséquées sur sol rendzine
7	Forêt de transition de hautes montagnes moyennement disséquées sur sol andosol
8	Forêt de transition de hautes montagnes moyennement disséquées sur sol cambisol
9	Forêt de transition de hautes montagnes moyennement disséquées sur sol lithosol
10	Forêt de transition de hautes montagnes moyennement disséquées sur sol rendzine
11	Forêt de transition de hautes montagnes très fortement disséquées sur sol andosol
12	Forêt de transition de hautes montagnes très fortement disséquées sur sol cambisol
13	Forêt de transition de hautes montagnes très fortement disséquées sur sol lithosol
14	Forêt de transition de hautes montagnes très fortement disséquées sur sol podzol
15	Forêt de transition de hautes montagnes très fortement disséquées sur sol rendzine
16	Forêt de transition de montagnes légèrement disséquées sur sol cambisol
17	Forêt de transition de montagnes légèrement disséquées sur sol lithosol
18	Forêt de transition de montagnes légèrement disséquées sur sol rendzine
19	Forêt de transition de plaines avec collines de légèrement à fortement disséquées sur sol andosol
20	Forêt de transition de plaines avec collines de légèrement à fortement disséquées sur sol cambisol
21	Forêt de transition de plaines avec collines de légèrement à fortement disséquées sur sol rendzine
22	Forêt de transition de plaines avec collines légèrement disséquées sur sol cambisol
	Richesse S =22



Graphique 76 : Variété des expressions de la forêt de transition en 1990

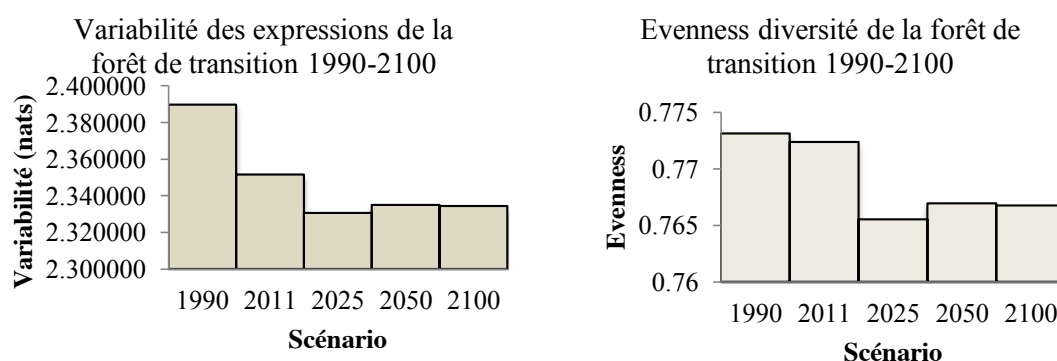
Une caractéristique qui a été constante en ce qui concerne le niveau de diversité des expressions évaluées jusqu'à présent, est le niveau de spécificité des expressions écosystémiques en général. Cependant, la forêt de transition est différente des autres groupes dans le sens où les expressions sont réparties à travers le territoire de façon plus aléatoire. Les distributions spatiales des expressions sont ordonnées de façon qu'il est possible d'identifier qu'il y a une claire préférence pour des conditions spécifiques de la part de chaque expression qui suit un patron fonctionnel visible et différenciable. Cette préférence est cependant moins marquée que dans les exemples antérieurs, de façon que l'information écologique accumulée est plus basse.

Dans les pages suivantes seront présentées les analyses de l'évolution potentielle de la diversité d'expressions de la forêt de transition entre 1990 et 2100.



Graphique 77 : Evolution des expressions écologiques de la forêt de transition vers la fin du XXI^{ème} siècle

Les résultats de l'analyse de l'évolution de la diversité d'expressions de la forêt de transition montrent aussi **une régression du niveau de variabilité à cause de l'augmentation de la surface artificialisée**. De plus, à partir de 2011, une expression de la forêt de transition qui était minimalement représentée en 1990 a disparu. Il s'agit de la perte de la « **forêt de transition de hautes montagnes très fortement disséquées sur sol podzol** », ce qui représente 4,5% de perte de variété des expressions écosystémiques.

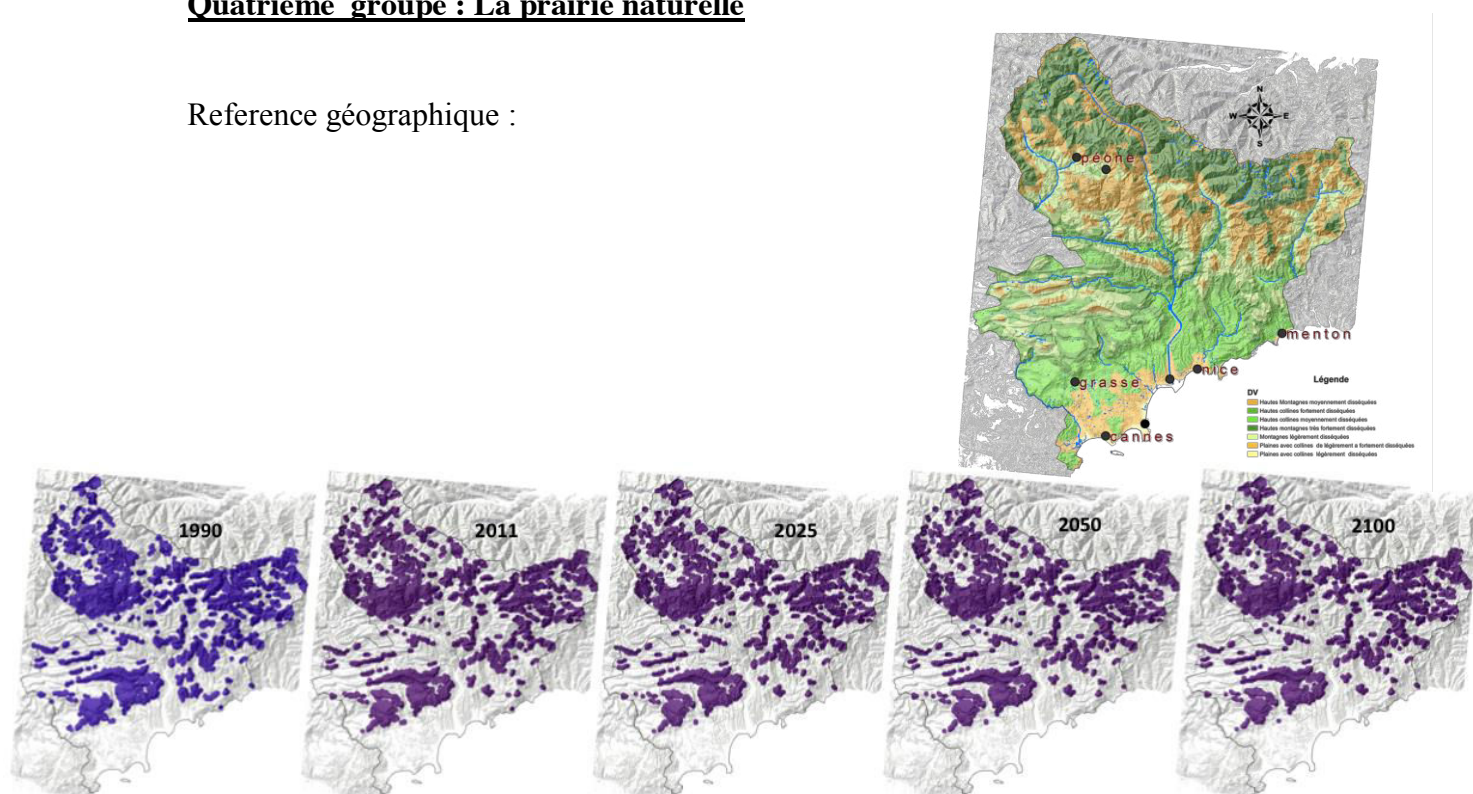


Graphique 78 : Evolution de la diversité des expressions de la forêt de transition

L'équi-distribution des expressions de la forêt de transition pourrait enregistrer un changement notable entre 2011 et 2025. Cela s'explique par le fait que l'incertitude moyenne de trouver une catégorie écosystémique choisie de façon aléatoire différente des autres a diminué en conséquence de l'érosion des expressions écosystémiques, et de l'augmentation de la dominance d'une ou plusieurs expressions écosystémiques sur cette période. Pour la période 2025-2050 se présente le phénomène contraire. C'est-à-dire que l'incertitude moyenne de trouver une catégorie écosystémique choisie de façon aléatoire différente des autres, pourrait augmenter avec l'impact généralisé sur l'ensemble des expressions, ce qui a provoqué la diminution de l'effet de dominance et a augmenté l'équi-distribution proportionnelle des expressions des écosystèmes.

Quatrième groupe : La prairie naturelle

Reference géographique :



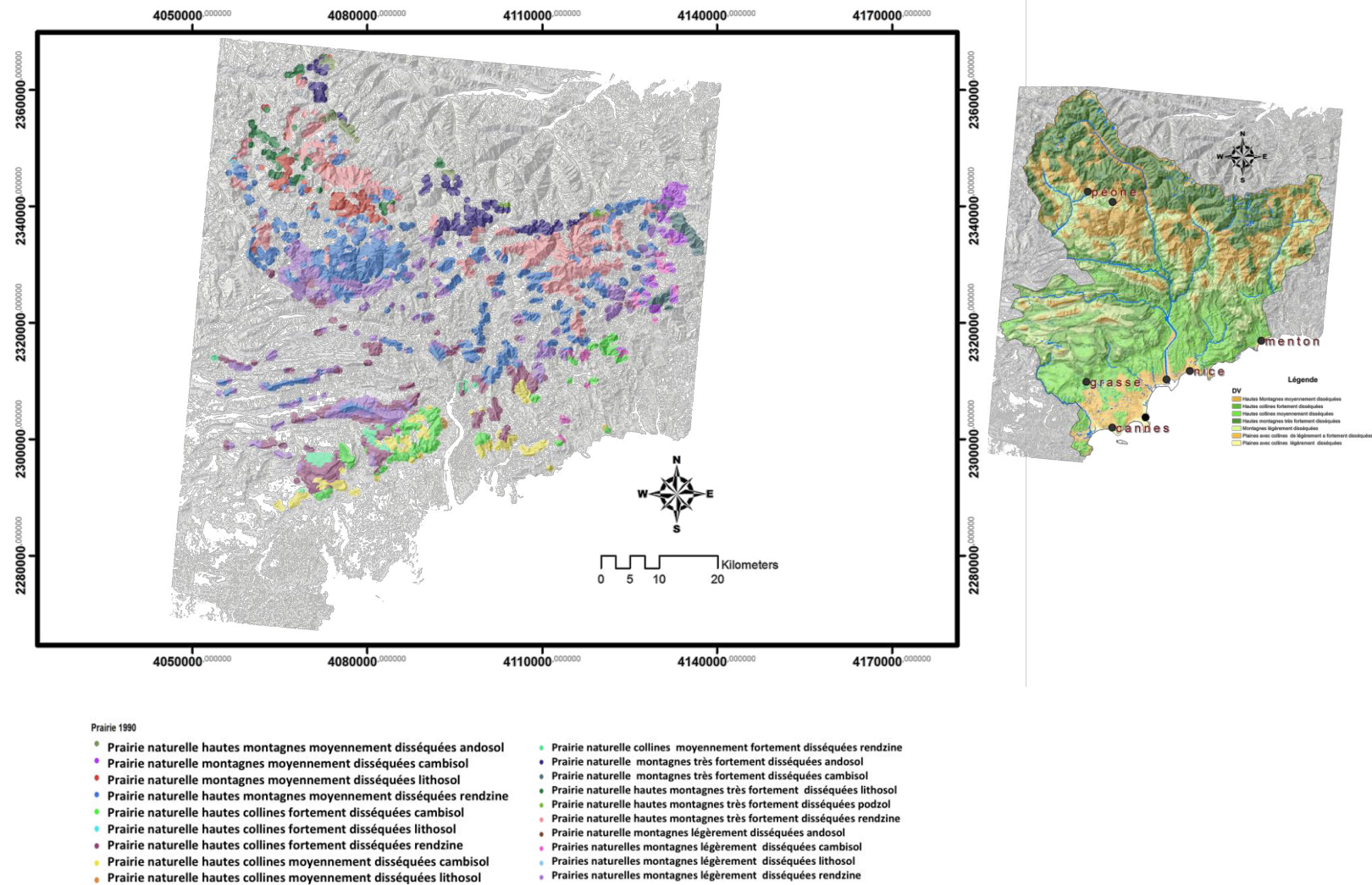
Graphique 79 : Distribution de la prairie naturelle

Les structures de la prairie naturelle sont distribuées sur les moyen et haut pays. Leur distribution a un très haut niveau de spécificité liée aux conditions écologiques.

La prairie naturelle est composée de 19 expressions écosystémiques différentes.

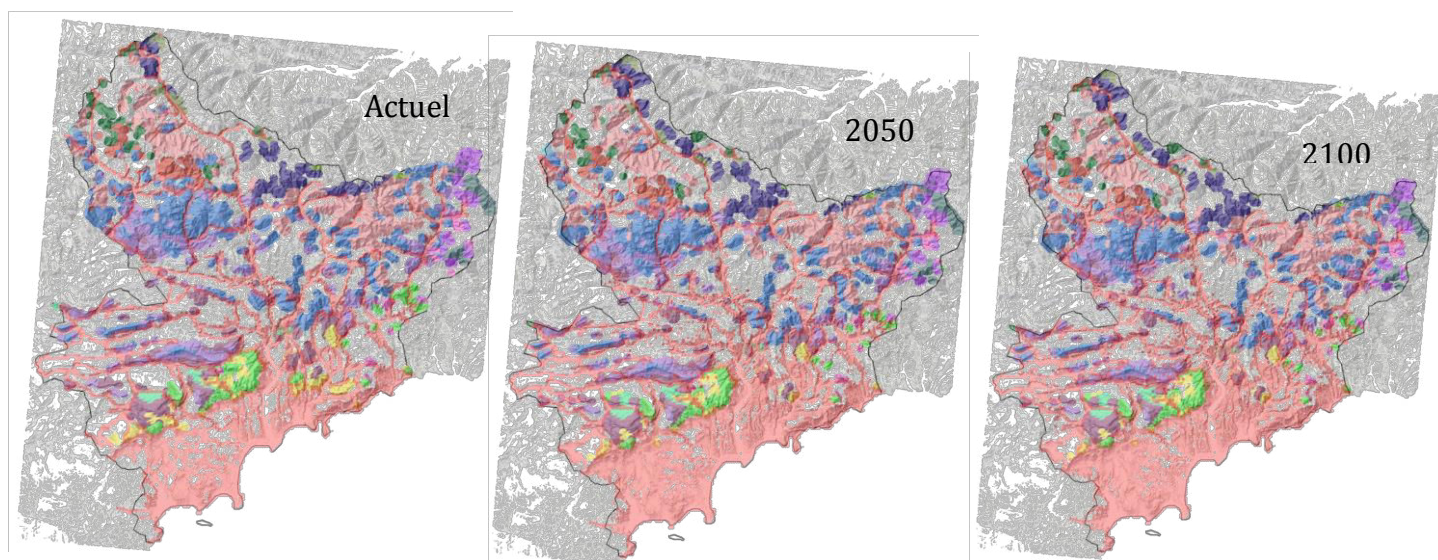
Tableau 23 : Variété des expressions de la prairie naturelle en 1990

id	Variété des expressions de la prairie naturelle
1	Prairie naturelle de hautes collines fortement disséquées sur sol cambisol
2	Prairie naturelle de hautes collines fortement disséquées sur sol lithosol
3	Prairie naturelle de hautes collines fortement disséquées sur sol rendzine
4	Prairie naturelle de hautes collines moyennement disséquées sur sol cambisol
5	Prairie naturelle de hautes collines moyennement disséquées sur sol lithosol
6	Prairie naturelle de hautes collines moyennement disséquées sur sol rendzine
7	Prairie naturelle de hautes montagnes moyennement disséquées sur sol andosol
8	Prairie naturelle de hautes montagnes moyennement disséquées sur sol cambisol
9	Prairie naturelle de hautes montagnes moyennement disséquées sur sol lithosol
10	Prairie naturelle de hautes montagnes moyennement disséquées sur sol rendzine
11	Prairie naturelle de hautes montagnes très fortement disséquées sur sol andosol
12	Prairie naturelle de hautes montagnes très fortement disséquées sur sol cambisol
13	Prairie naturelle de hautes montagnes très fortement disséquées sur sol lithosol
14	Prairie naturelle de hautes montagnes très fortement disséquées sur sol podzol
15	Prairie naturelle de hautes montagnes très fortement disséquées sur sol rendzine
16	Prairie naturelle de montagnes légèrement disséquées sur sol andosol
17	Prairie naturelle de montagnes légèrement disséquées sur sol cambisol
18	Prairie naturelle de montagnes légèrement disséquées sur sol lithosol
19	Prairie naturelle de montagnes légèrement disséquées sur sol rendzine
	Richesse S =19



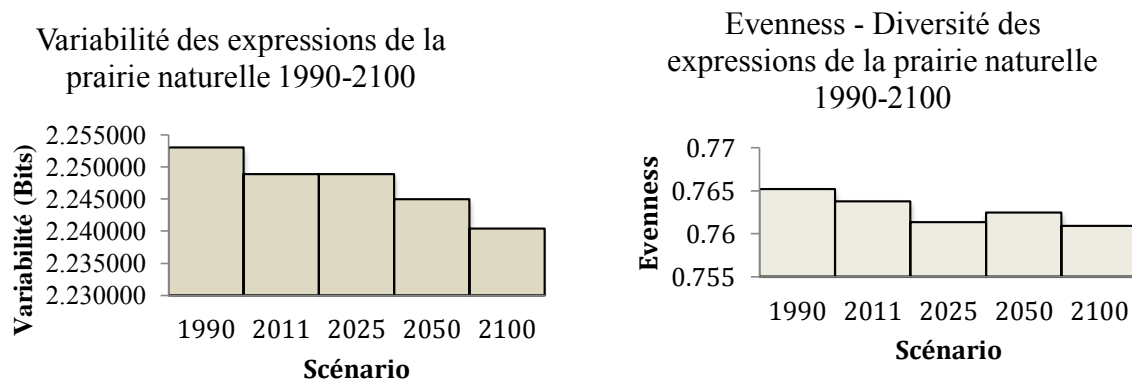
Graphique 80 : Variété des expressions de la prairie naturelle en 1990

Les expressions de la prairie naturelle ont aussi un haut niveau de redondance écologique, c'est-à-dire qu'il s'agit d'un écosystème « ordonné » avec des expressions qui montrent une claire préférence pour des conditions écologiques déterminées. De la même façon, la distribution des espèces répond aux relations entre les différents composants physico-biotiques du paysage et il existe très peu d'aléas, étant donné que chacune des 19 expressions différentes s'adapte à différentes conditions écologiques du territoire.



Graphique 81 : Evolution des expressions écologiques de la prairie naturelle vers la fin du XXI^{ème} siècle

Les résultats de l'analyse de l'évolution de la diversité des expressions de la prairie naturelle montrent une pression continue sur les niveaux de variabilité à cause de l'augmentation de la surface artificialisée. A partir de 2050, il se peut que l'expression « **Prairie naturelle de hautes collines moyennement disséquées sur sol lithosol** » disparaisse, ce qui correspondrait à une perte de variété de 5,26%.

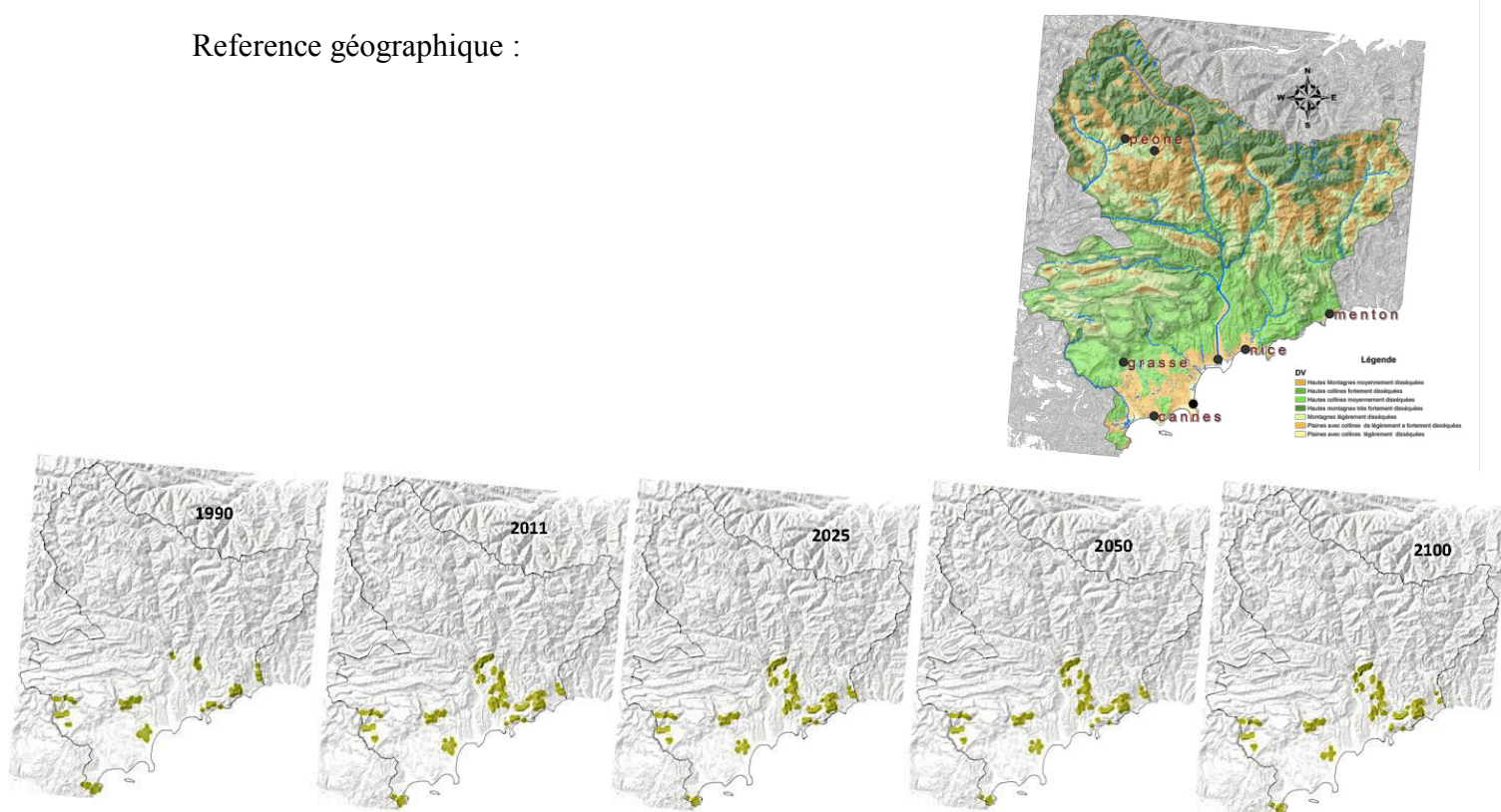


Graphique 82 : Evolution de la diversité des expressions de la prairie naturelle

Les effets de l'urbanisation sur la diversité de prairies naturelles ont été continus de 1990 à 2011. En 2025 la tendance pourrait être similaire. La diminution sur la variabilité de ces expressions entre 2050 et 2100 est la plus forte que ce type d'expression ait connue. L'équi-distribution a enregistré un changement notable entre 2011 et 2025. Cela s'explique par le fait que l'incertitude moyenne de trouver une catégorie écosystémique choisie de façon aléatoire différente des autres, diminuerait en raison de l'érosion des expressions écosystémiques et de l'augmentation de la dominance d'une ou plusieurs expressions écosystémiques sur cette période. Pour la période 2025-2050 se présente le phénomène contraire. C'est-à-dire que l'incertitude moyenne de trouver une catégorie écosystémique choisie de façon aléatoire différente des autres, augmenterait à cause de la diminution de l'effet de dominance et de l'augmentation de l'équi-distribution proportionnelle des expressions des écosystèmes. Pour 2100, l'incertitude pourrait diminuer à cause de la disparition (perte de variété) d'une structure très peu représentée sur la période antérieure.

Cinquième groupe : La végétation sclérophylle

Reference géographique :



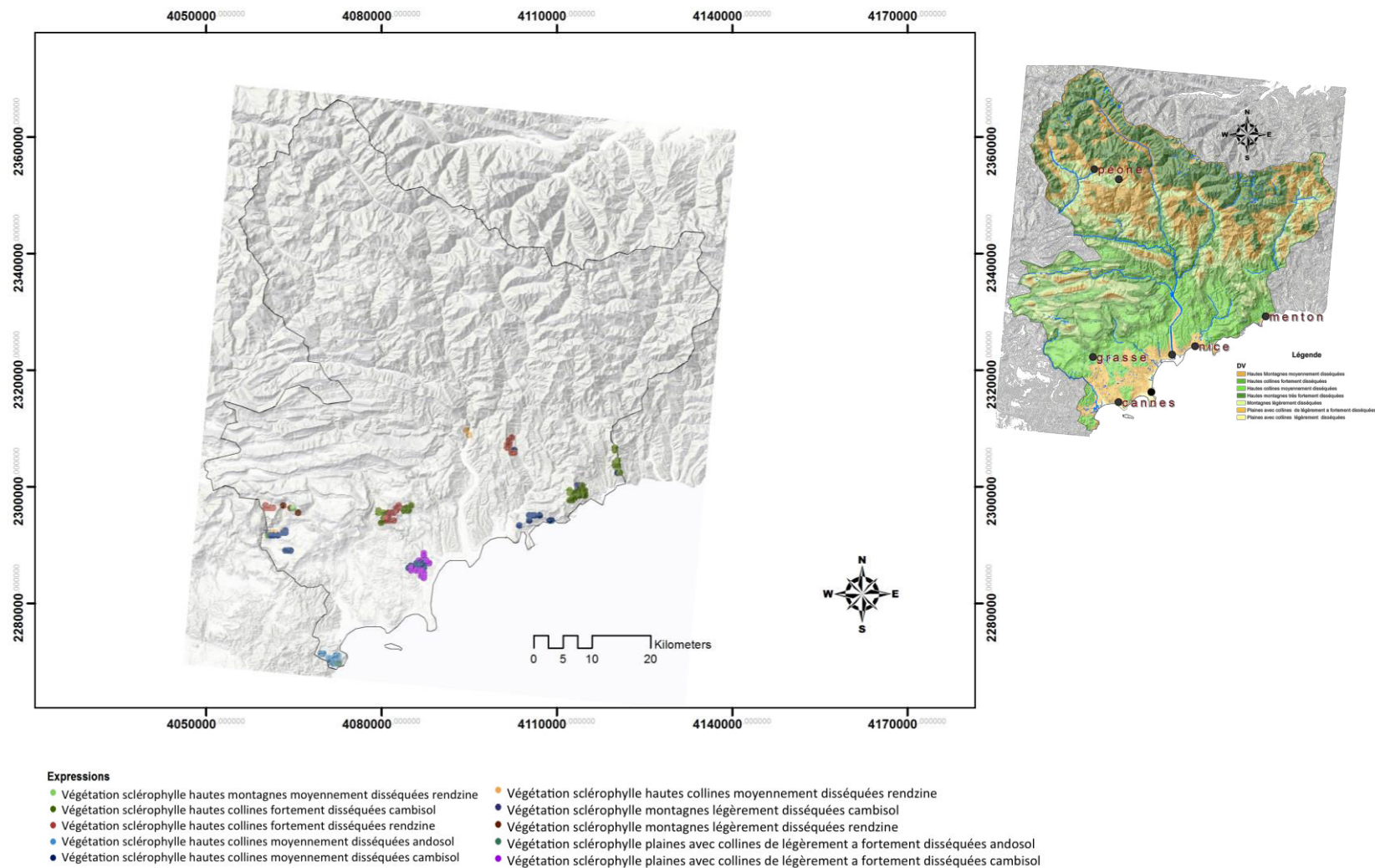
Graphique 83 : Distribution de la végétation sclérophylle

Les structures de la végétation sclérophylle sont distribuées exclusivement sur la bande côtière et ont un niveau de dispersion important. L'abondance de ce type de structure est basse et il y a très peu d'aléas dans la distribution des différentes expressions. Leur distribution montre des préférences évidentes pour des conditions déterminées qui se présentent sur la bande côtière.

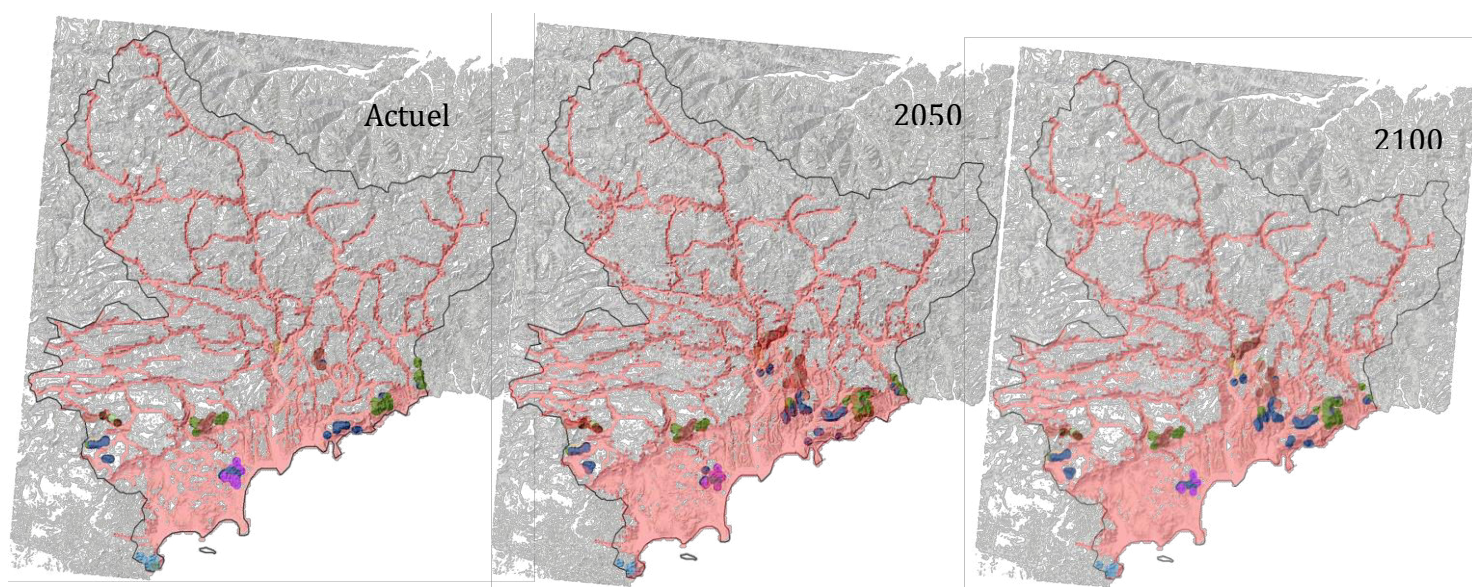
Tableau 24 : Variété des expressions de la végétation sclérophylle en 1990

id	Variété des expressions de la végétation sclérophylle
1	Végétation sclérophylle de hautes collines fortement disséquées sur sol cambisol
2	Végétation sclérophylle de hautes collines fortement disséquées sur sol rendzina
3	Végétation sclérophylle de hautes collines moyennement disséquées sur sol andosol
4	Végétation sclérophylle de hautes collines moyennement disséquées sur sol cambisol
5	Végétation sclérophylle de hautes collines moyennement disséquées sur sol rendzina
6	Végétation sclérophylle de hautes montagnes moyennement disséquées sur sol rendzina
7	Végétation sclérophylle de montagnes légèrement disséquées sur sol cambisol
8	Végétation sclérophylle de montagnes légèrement disséquées sur sol rendzina
9	Végétation sclérophylle de plaines avec collines de légèrement à fortement disséquées sur sol andosol
10	Végétation sclérophylle de plaines avec collines de légèrement à fortement disséquées sur sol cambisol
	Richesse S =10

La végétation sclérophylle est composée de 10 expressions écosystémiques en 1990 et il se peut que cette structure n'ait plus que 9 expressions pour la fin du XXIème siècle, selon les résultats de cette évaluation.

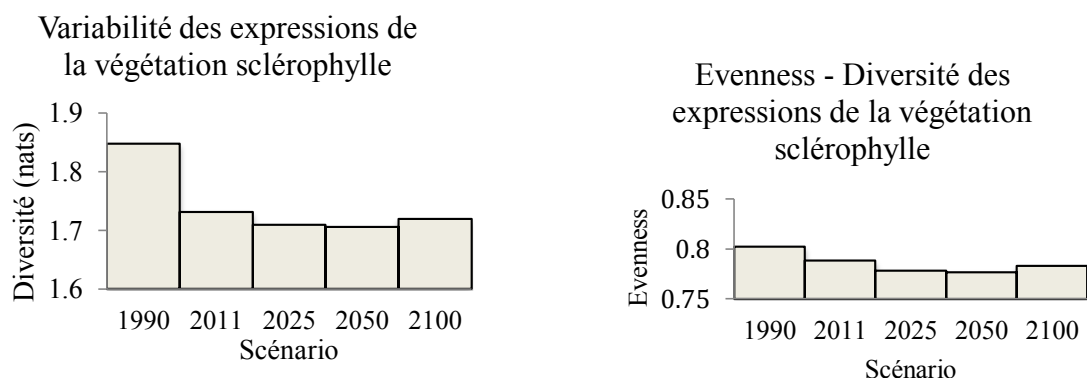


Graphique 84: Variété des expressions de la végétation sclérophylle en 1990



Graphique 85 : Evolution des expressions écologiques de la végétation sclérophylle vers la fin du XXI^{ème} siècle

Les résultats de l'analyse de l'évolution de la diversité d'expressions de la végétation sclérophylle montrent une pression continue sur les niveaux de variabilité à cause de l'augmentation de la surface artificialisée. Entre 1990 et 2011 l'expression « **Végétation sclérophylle en plaines avec collines de légèrement à fortement disséquées sur sol andosol** » a disparu, ce qui représente une perte de variété de l'ordre de 10%.

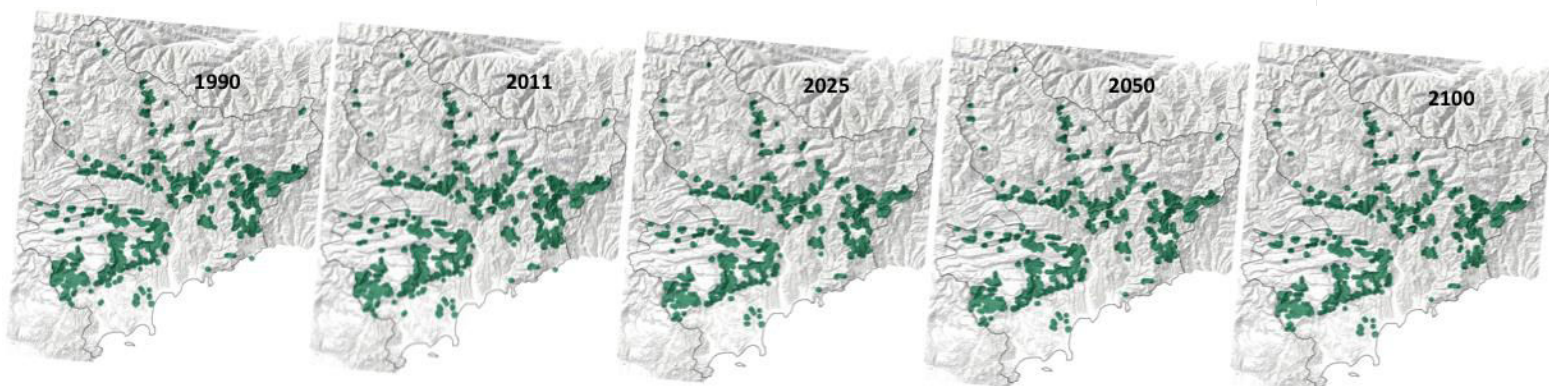
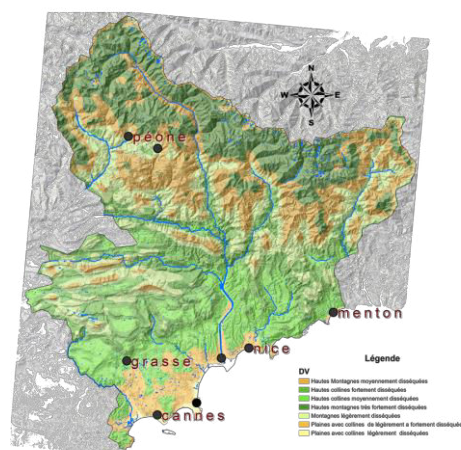


Graphique 86 : Evolution de la diversité des expressions de la végétation sclérophylle

Les effets de l'érosion systématique de la diversité de la végétation sclérophylle sont notables d'après les analyses et sont du même ordre que toutes les autres expressions évaluées jusqu'à présent. Il est possible d'observer que la période la plus affectée tant au niveau de la variabilité que de la variété, est la période 1990 et 2011 ; ceci est dû à la disparition d'une expression et à l'érosion généralisée des expressions écosystémique. Pour 2100, il est possible d'observer plus de proportionnalité dans la répartition et dans l'abondance des expressions en réponse à l'érosion systématique des expressions ayant une abondance très disproportionnelle par rapport à l'ensemble des expressions.

Sixième groupe : La forêt de feuillus

Reference géographique :



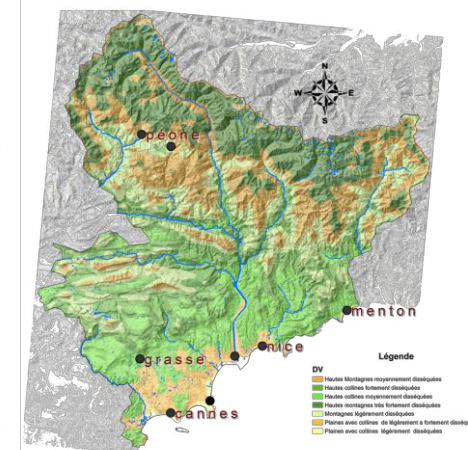
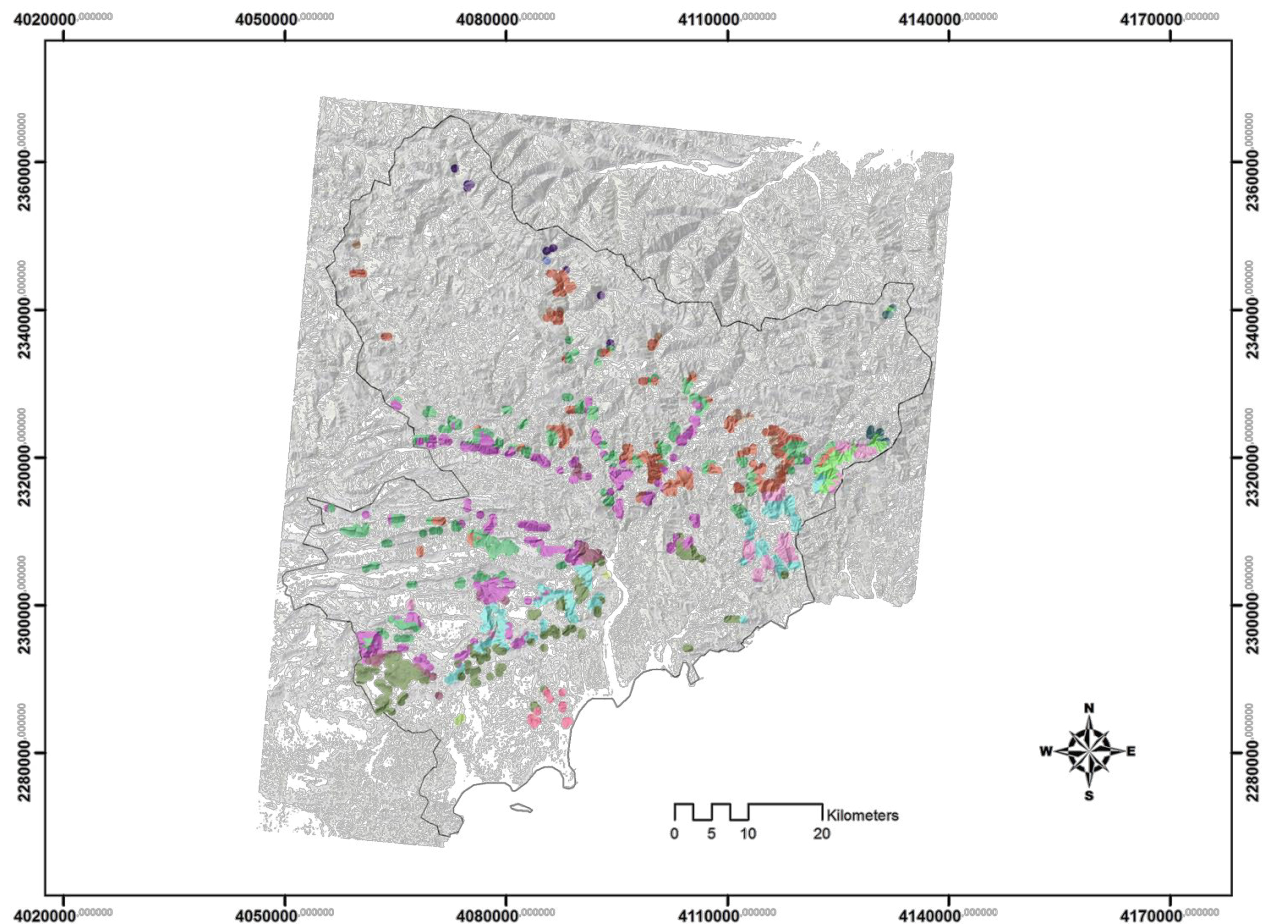
Graphique 87 : Distribution de la forêt de feuillus

Les structures de la forêt de feuillus ont un niveau de dispersion moyen et un niveau d'abondance également moyen, comme il est possible d'observer sur la carte. Ces structures sont présentes principalement dans les moyen et haut pays.

Tableau 25 : Variété des expressions de la forêt de feuillus en 1990

id	Variété des expressions de la forêt de feuillus
1	Forêt de feuillus de hautes collines fortement disséquées sur sol cambisol
2	Forêt de feuillus de hautes collines fortement disséquées sur sol rendzina
3	Forêt de feuillus de hautes collines moyennement disséquées sur sol cambisol
4	Forêt de feuillus de hautes collines moyennement disséquées sur sol lithosol
5	Forêt de feuillus de hautes collines moyennement disséquées sur sol rendzina
6	Forêt de feuillus de hautes montagnes moyennement disséquées sur sol andosol
7	Forêt de feuillus de hautes montagnes moyennement disséquées sur sol cambisol
8	Forêt de feuillus de hautes montagnes moyennement disséquées sur sol rendzina
9	Forêt de feuillus de hautes montagnes très fortement disséquées sur sol andosol
10	Forêt de feuillus de hautes montagnes très fortement disséquées sur sol cambisol
11	Forêt de feuillus de hautes montagnes très fortement disséquées sur sol rendzina
12	Forêt de feuillus de montagnes légèrement disséquées sur sol cambisol
13	Forêt de feuillus de montagnes légèrement disséquées sur sol rendzina
14	Forêt de feuillus de plaines avec collines de légèrement à fortement disséquées sur sol cambisol
15	Forêt de feuillus de plaines avec collines de légèrement à fortement disséquées sur sol rendzina
	Richesse S =15

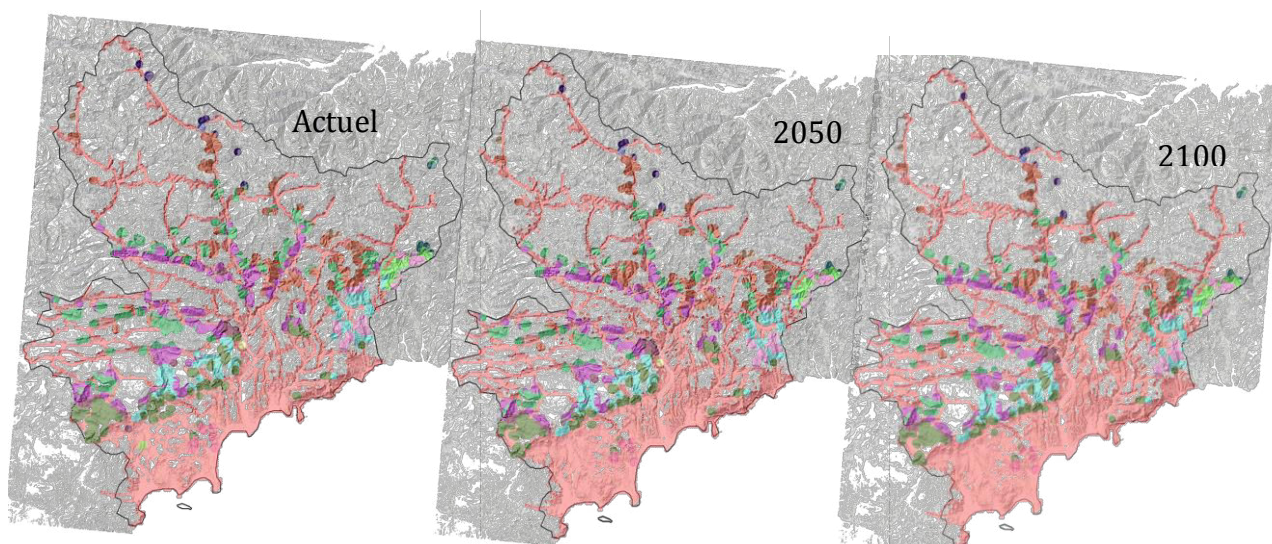
La forêt de feuillus est composée de 15 expressions écosystémiques en 1990 et il se peut que cette structure n'ait plus que 13 expressions pour la fin du XXIème siècle, selon les résultats de cette évaluation.



- Forêt de feuillus hautes montagnes moyennement disséquées andosol
- Forêt de feuillus hautes montagnes moyennement disséquées cambisol
- Forêt de feuillus hautes montagnes moyennement disséquées rendzine
- Forêt de feuillus hautes collines fortement disséquées cambisol
- Forêt de feuillus hautes collines fortement disséquées rendzine
- Forêt de feuillus hautes collines moyennement disséquées cambisol
- Forêt de feuillus hautes collines moyennement disséquées lithosol
- Forêt de feuillus hautes collines moyennement disséquées rendzine
- Forêt de feuillus montagnes très fortement disséquées andosol
- Forêt de feuillus hautes montagnes très fortement disséquées cambisol
- Forêt de feuillus hautes montagnes très fortement disséquées rendzine
- Forêt de feuillus montagnes légèrement disséquées cambisol
- Forêt de feuillus montagnes légèrement disséquées rendzine
- Forêt de feuillus plaines avec collines de légèrement à fortement disséquées cambisol
- Forêt de feuillus plaines avec collines de légèrement à fortement disséquées rendzine

Graphique 88 : Variété des expressions de la forêt de feuillus en 1990

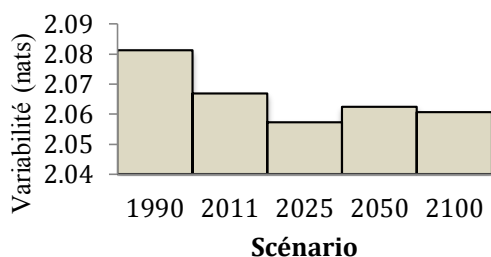
D'après la carte, il est possible d'observer que certaines des expressions sont très redondantes et ont un niveau de spécificité importante, comme les expressions de hautes montagnes moyennement disséquées sur sol cambisol. Cependant, d'autres expressions, telles que celles présentes sur les montagnes légèrement disséquées sur sols rendzines, sont réparties de façon très aléatoire.



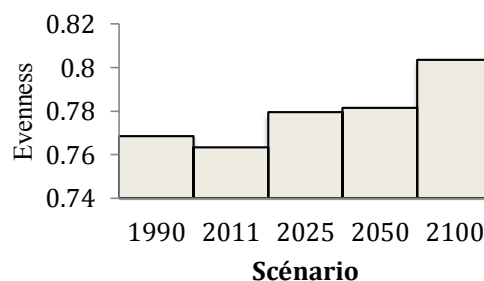
Graphique 89 : Evolution des expressions écologiques de la forêt de feuillus vers la fin du XXI^{ème} siècle

Les résultats de l'analyse de l'évolution de la diversité des expressions de la forêt de feuillus montrent une pression continue sur les niveaux de variabilité en raison de l'augmentation de la surface artificialisée. Entre 1990 et 2100, deux expressions ont disparu ; il s'agit de la « **forêt de feuillus en plaines avec collines de légèrement à fortement disséquées sur sol rendzine** » et la « **forêt de feuillus en hautes collines moyennement disséquées sur sol lithosol** ». La disparition de ces deux expressions représente une perte de variété de 13,33%.

Variabilité des expressions de la forêt de feuillus 1990-2100



Evenness - Diversité des expressions de la forêt de feuillus 1990-2100



Graphique 90 : Evolution de la diversité des expressions de la forêt de feuillus

Les effets de l'urbanisation sur la diversité de ces expressions sont continus de 1990 à 2100. Pour 2050 il est possible d'observer un effet de récupération *apparente* de la variabilité, cependant cet effet est simplement le résultat d'une plus grande équi-proportionnalité de la répartition des expressions due à la disparition d'une expression très peu représentée en termes d'abondance relative. Cet effet d'augmentation de la proportionnalité s'accroît à cause de l'érosion et de la perte de la variété.

Tableau 26 : Récapitulatif montrant les résultats de l'impact de l'artificialisation pour chaque groupe

Type de structure	Expressions 1990	Expressions 2100	Perte d'expressions	Perte de variété	Perte de variabilité
Forêt sclérophylle	10	9	1	10%	0,12 nats
Prairie naturelle	19	18	1	5,26%	0,01 nats
Forêt de transition	22	21	1	4,5%	0,05 nats
Forêt mixte	18	17	1	5,5%	0,04 nats
Forêt de conifères	21	21	0	0%	0,04 nats
Forêt de feuillus	15	14	2	13,3%	0,02 nats

Les résultats de l'évaluation de l'impact de l'artificialisation sur la diversité des expressions écosystémiques montrent qu'il existe bien un risque de perte de variété et de variabilité écosystémiques vers la fin du XXIème siècle.

Ces résultats permettent de valider l'hypothèse 5 énoncée précédemment, en constatant que 24 expressions du paysage ou écosystémiques pourraient disparaître pour la fin du XXIème siècle. Sur ces 24 expressions du paysage, 18 correspondent à des expressions d'agriculture et 6 à des expressions écosystémiques.

Conclusions relatives aux impacts de l'artificialisation sur la biodiversité

Quelles sont les implications de l'artificialisation et de la transformation territoriale sur les écosystèmes et ses différentes expressions ?

Les divers types d'écosystèmes sont et seront affectés par l'artificialisation et la transformation du territoire à différents niveaux et sur différentes périodes. Un des aspects intéressants des résultats est le fait qu'il est possible d'identifier les périodes critiques d'exposition et d'affectation des différentes expressions des écosystèmes, ainsi que de faire des inférences sur la potentielle perte de diversité. Cependant l'aspect le plus important de cette partie du travail est qu'elle a permis de mieux comprendre le phénomène de diversité et a surtout aidé à montrer ce que les index de diversité ne sont pas capables d'exprimer à eux seuls, comme la perte d'une expression écosystémique due à l'impact de l'artificialisation sur le territoire. L'index de diversité tel qu'il a été déjà mentionné permet de mesurer l'incertitude moyenne de trouver de façon aléatoire un objet parmi une collection d'objets. Or, cette mesure est réalisée sans considération de la surface ou d'une dimension déterminée. De telle façon que l'utilisation de l'index dans le seul but de pour déterminer un niveau de variabilité est correct. Cependant à travers la méthode et les résultats qui viennent d'être exposés, il a été démontré que la perte de variabilité est un phénomène différent de la perte d'une caractéristique

(variété), d'un caractère ou d'une fonction (expressions écosystémiques dans le cadre de ce travail). Il a été démontré que la variabilité peut augmenter ou diminuer indépendamment de la diminution ou de l'augmentation des expressions écosystémiques ou même de la disparition des expressions lorsque ces dernières ont une abondance disproportionnée par rapport aux autres expressions dans l'échantillon. Par exemple, si dans un échantillon déterminé une espèce très peu abondante (peut-être le cas d'une espèce menacée) disparaît, la diversité augmenterait au lieu de diminuer. Pourquoi ? Parce que si l'espèce est très peu abondante, la possibilité (incertitude ou entropie négative) de la trouver de façon aléatoire est aussi très basse. De la même manière, si une espèce qui est très abondante (dominante) est subitement affectée par un changement et que son abondance diminue de façon considérable ou même disparaît, la diversité augmenterait. Pourquoi ? Parce que si l'espèce est très abondante, l'incertitude diminue aussi, car, étant donné qu'elle est dominante, il est très probable de la trouver de façon aléatoire parmi le reste des espèces. Enfin ces résultats ont permis de démontrer que la biodiversité n'est effectivement pas une entité reconnaissable dans un espace géographique mais une propriété des entités qui sert à comprendre le niveau d'adaptation et d'organisation, ainsi que le niveau de proportionnalité d'un groupe d'espèces ou écosystèmes dans un espace géographique et dans un espace de temps déterminé et limité.

Tout ce qui a été exposé antérieurement permet de faire comprendre pourquoi la formulation d'une politique ou d'un plan de conservation de la biodiversité est extrêmement complexe, car si la politique se concentre sur les espèces rares ou menacées, la conservation de la biodiversité n'est pas garantie. De même, si la politique se concentre sur les espèces les plus ordinaires, la conservation de la biodiversité n'est pas non plus garantie. De telle façon que ce que l'on appelle biodiversité dans les plans ou politiques de conservation, n'est pas tout à fait la biodiversité. Les arguments dérivés des résultats de cette partie du travail permettent de justifier la méthode utilisée pour évaluer la diversité écosystémique à partir des unités du paysage car elle ne se limite pas seulement à la définition de diversité en fonction de la proportionnalité, mais elle considère également de prendre en compte les variations structurelles et fonctionnelles des paysages, ce qui offre une vision de la variété des expressions des écosystèmes qu'il est possible d'évaluer et de mesurer. Un autre aspect intéressant et utile de la méthode est la possibilité d'identifier la perte des **caractères d'un écosystème** qui s'expriment de manière particulière et indépendante dans un écosystème complexe, comme cela a été exposé dans les pages précédentes.

Cette abstraction de la diversité écosystémique (fondée sur des unités du paysage) pourrait fournir une base pour la formulation des politiques publiques de conservation de la biodiversité en cohérence avec la notion de variabilité et propriété.

L'artificialisation n'est pas le seul facteur de la transformation du paysage. Il y a aussi la pression du changement climatique, et encore la pression synergique du changement climatique et de l'artificialisation. Dans les pages suivantes seront abordées les approches méthodologiques pour l'évaluation des impacts du changement climatique sur la biodiversité.

3. Calibration climatique des unités du paysage selon le climat actuel

3.1.Définition de l'optimum écologique des expressions écosystémiques selon le climat actuel

A la page 42 de ce document a été défini l'optimum écologique de façon théorique. A partir des pages suivantes seront présentées les approches méthodologiques et techniques dans le but d'identifier l'optimum écologique à partir des unités du paysage. Après la définition empirique de l'optimum écologique selon le climat actuel, la méthode sera transposée sur les données du futur climat afin d'essayer d'évaluer les impacts du changement climatique sur les expressions écosystémiques.

Cette évaluation sera effectuée sur l'ensemble des unités évaluées précédemment et divisées en six groupes écosystémiques. Etant donné que les expressions sont très nombreuses (236), que les analyses sont exhaustives, mais surtout qu'il s'agit plutôt d'exposer la méthode et de faire une démonstration des différentes possibilités d'exploration des données dans cette thèse, ne seront présentés que quelques exemples concernant la définition de l'optimum écologique et l'étalonnage climatique dans cette partie méthodologique. Par contre, les résultats seront présentés pour l'ensemble des expressions écosystémiques afin de fournir des éléments de réflexion pour la conservation de la biodiversité du département des Alpes-Maritimes.

Optimum écologique pour les expressions écosystémiques :

Exemple 1. Expressions de la forêt de conifères de hautes collines fortement disséquées sur sol rendzine

Pour la détermination des conditions écologiques qui ont une influence apparente sur la distribution de ces expressions écosystémiques, ont été pris en compte les températures maximales et minimales de janvier, juillet, novembre, la précipitation pour chacun des mois en question ainsi que l'exposition, en utilisant la valeur de la médiane statistique pour chacune des variables. L'objectif de cet étalonnage est de déterminer l'enveloppe climatique (distribution potentielle) et les fourchettes optimales d'altitude et de distribution de chaque unité du paysage.

Températures maximale et minimale

Tableau 27 : Températures maximale et minimale du mois de janvier

Variables	Temp. max. janvier	Temp. min. janvier
Valeur minimale	4,9°C	-4,14 °C
Valeur maximale	7,9°C	-0,14°C
Fourchette d'amplitude de présence de la structure	2,91°C	4,0°C
Optimum d'abondance de la structure	6,6°C	-1,49 °C

Tableau 28 : Températures maximale et minimale du mois de juillet

Variables	Temp. max juillet	Temp. min. juillet
Valeur minimale	20,98°C	10,79 °C
Valeur maximale	24,45°C	15,52°C
Fourchette d'amplitude de présence de la structure	3,47°C	4,73°C
Optimum d'abondance de la structure	21,59°C	14,49°C

Tableau 29 : Températures maximale et minimale du mois de novembre

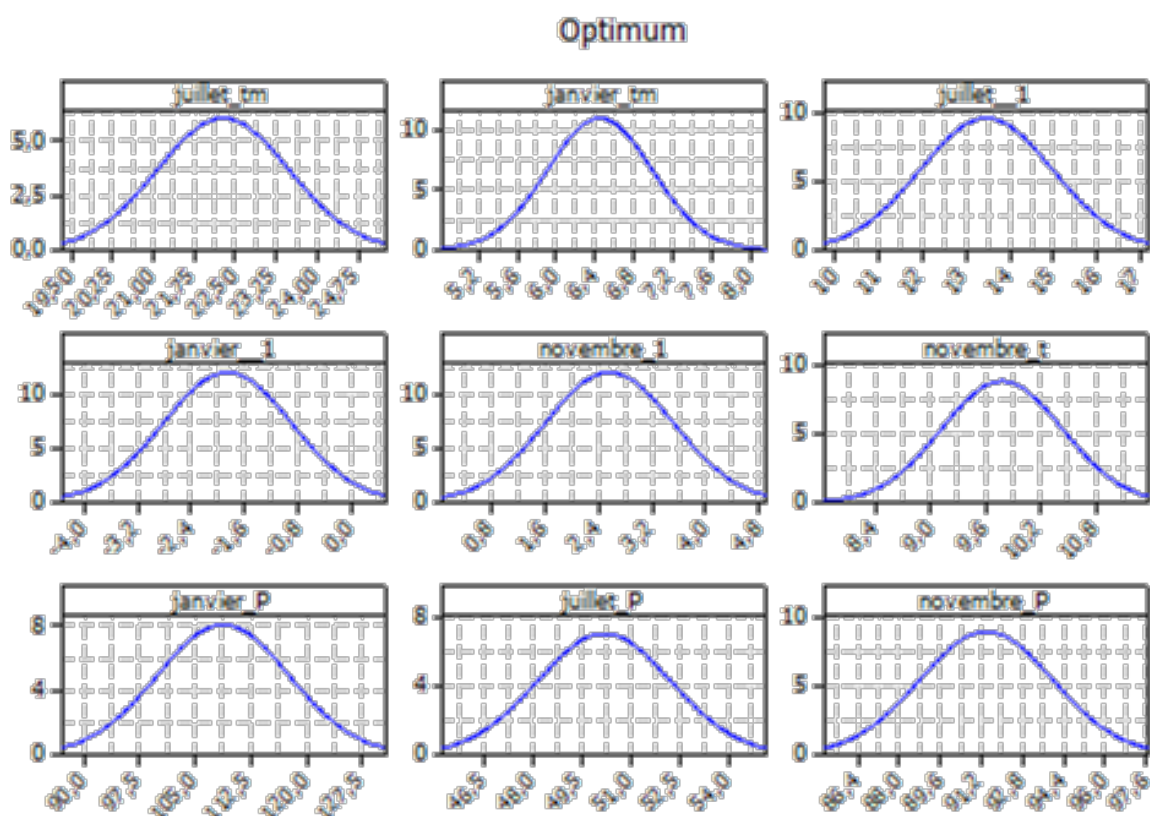
Variables	Temp. max novembre	Temp. min. novembre
Valeur minimale	8,07°C	0,22 °C
Valeur maximale	11,26°C	4,28°C
Fourchette d'amplitude de présence de la structure	3,19°C	4,05°C
Optimum d'abondance de la structure	9,96°C	2,83°C

Précipitation

Tableau 30 : Précipitation des mois de janvier, juillet et novembre

Variables	Précipitation Janvier	Précipitation juillet	Précipitation novembre
Valeur minimale	97,23 mm	47 mm	87,78 mm
Valeur maximale	122, 32mm	52,76 mm	95,79 mm
Fourchette d'amplitude de présence de la structure	25 mm	5,56 mm	8,01 mm
Optimum d'abondance de la structure	106,49 mm	50,03mm	90,61mm

L'ensemble des variables présentées dans les différents tableaux montre les fourchettes des conditions auxquelles l'expression écosystémique est adaptée, ainsi que son amplitude écologique.



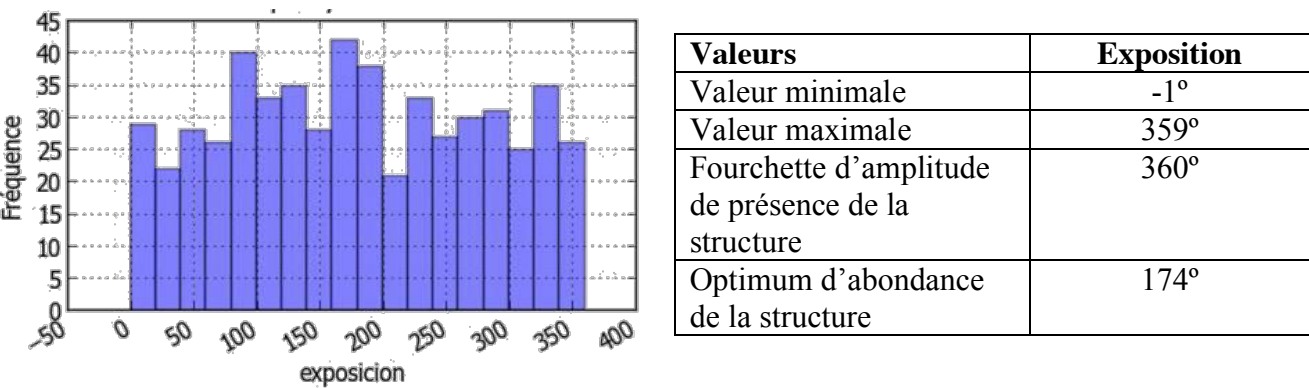
Graphique 91 : Enveloppe climatique des expressions de la forêt de conifères de hautes collines fortement disséquées sur sol rendzine selon le climat actuel

Pour résumer et clarifier les résultats de l'analyse antérieure, il est possible d'identifier que **les expressions de la forêt de conifères de hautes collines fortement disséquées sur sol rendzine** selon le climat actuel sont adaptées aux températures maximales de janvier $> 4,9^{\circ}\text{C}$ mais $< 7,9^{\circ}\text{C}$ avec une amplitude thermique de $2,91^{\circ}\text{C}$. Cette expression trouve son optimum de température maximale en janvier vers $6,6^{\circ}\text{C}$. Ces structures sont capables de s'adapter aux températures minimales de janvier $> -4,14^{\circ}\text{C}$ mais $< -0,14^{\circ}\text{C}$ ce qui représente une amplitude thermique de $4,0^{\circ}\text{C}$ et trouvent leur optimum de température minimale en janvier vers $-1,14^{\circ}\text{C}$. Ces expressions s'adaptent aux conditions de précipitation $> 97,23\text{ mm}$ mais $< 122\text{ mm}$, ce qui représente une fourchette de 25 mm . Elles trouvent leur optimum de précipitation en janvier vers $106,49\text{ mm}$. En juillet les températures maximales auxquelles cette unité est adaptée sont $> 20,98^{\circ}\text{C}$ mais $< 24,45^{\circ}\text{C}$ avec une amplitude thermique de $3,47^{\circ}\text{C}$. Cette expression trouve son optimum de température maximale en juillet vers $21,59^{\circ}\text{C}$. En ce qui concerne les températures minimales de juillet, cette expression est capable de s'adapter aux températures $> 10,79^{\circ}\text{C}$ mais $< 15,52^{\circ}\text{C}$ ce qui représente une fourchette de $4,73^{\circ}\text{C}$. Son optimum de température minimale de juillet se trouve vers $14,49^{\circ}\text{C}$. Cette unité du paysage est adaptée aux conditions de précipitation $> 47\text{ mm}$ mais $< 52,76\text{ mm}$, ce qui représente une fourchette de $5,56\text{ mm}$, et trouve son optimum de précipitation en juillet autour des $50,03\text{ mm}$.

En novembre, les températures maximales auxquelles cette unité est adaptée sont $> 8,07^{\circ}\text{C}$ mais $< 11,26^{\circ}\text{C}$ avec une amplitude thermique de $3,19^{\circ}\text{C}$ et trouve son optimum vers $9,96^{\circ}$. Concernant les températures minimales de novembre, cette expression est capable de s'adapter aux températures $> 0,22^{\circ}\text{C}$ mais $< 4,28^{\circ}\text{C}$ ce qui représente une fourchette de $4,05^{\circ}\text{C}$. Son optimum de température minimale de novembre se trouve vers $2,83^{\circ}\text{C}$. Cette unité du paysage est adaptée aux conditions de précipitation $> 87,78$ mm mais $< 95,79$ mm, ce qui représente une fourchette de $8,01$ mm, et trouve son optimum de précipitation en novembre autour de $90,61\text{mm}$.

Facteur exposition

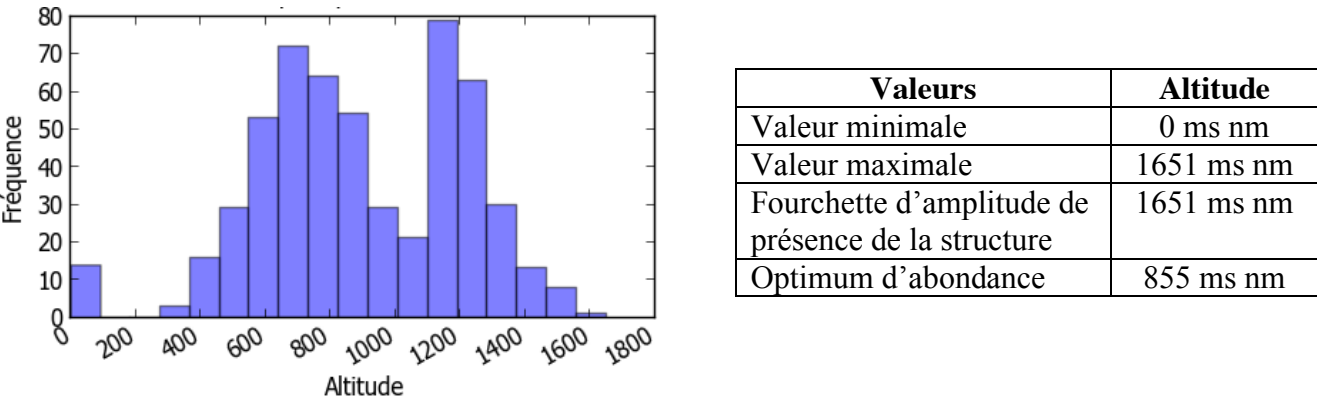
Tableau 31 : Facteur exposition pour les expressions de la forêt de conifères de hautes collines fortement disséquées sur sol rendzine selon le climat actuel



L'unité du paysage trouve son optimum d'exposition autour des 174° , ce qui correspond à une exposition sud ; néanmoins son amplitude est très large et cette unité peut donc s'adapter à d'autres conditions d'exposition.

Cette expression écosystémique de la forêt de conifères de hautes collines fortement disséquées sur sol rendzine trouve les conditions de température et de précipitation dans les fourchettes d'altitude suivantes :

Tableau 32: Fourchettes d'altitude dans lesquelles se trouvent l'ensemble des conditions écologiques de la forêt de conifères de hautes collines fortement disséquées sur sol rendzine



Les expressions de la forêt de conifères de hautes collines fortement disséquées sur sol rendzine selon le climat actuel trouvent l'ensemble des conditions écologiques décrites et évaluées autour des 855 ms nm. Cependant elles trouvent certaines conditions écologiques auxquelles elles sont bien adaptées pour survivre et se reproduire entre 0 et 1651 ms nm.

Exemple 2. Expressions de la forêt de conifères de hautes collines moyennement disséquées sur sol cambisol

Températures maximale et minimale

Tableau 33 : Températures maximale et minimale du mois de janvier

Variables	Temp. max janvier	Temp. min. janvier
Valeur minimale	7,1°C	-2,56 °C
Valeur maximale	10,5°C	0,97°C
Fourchette d'amplitude de présence de la structure	3,41°C	3,54°C
Optimum d'abondance de la structure	9,28°C	-0,57 °C

Tableau 34 : Températures maximale et minimale du mois de juillet

Variables	Temp. Max. juillet	Temp. min. juillet
Valeur minimale	23,21°C	13,94 °C
Valeur maximale	28,62°C	19,36°C
Fourchette d'amplitude de présence de la structure	5,41°C	5,42°C
Optimum d'abondance de la structure	26,37°C	17,28°C

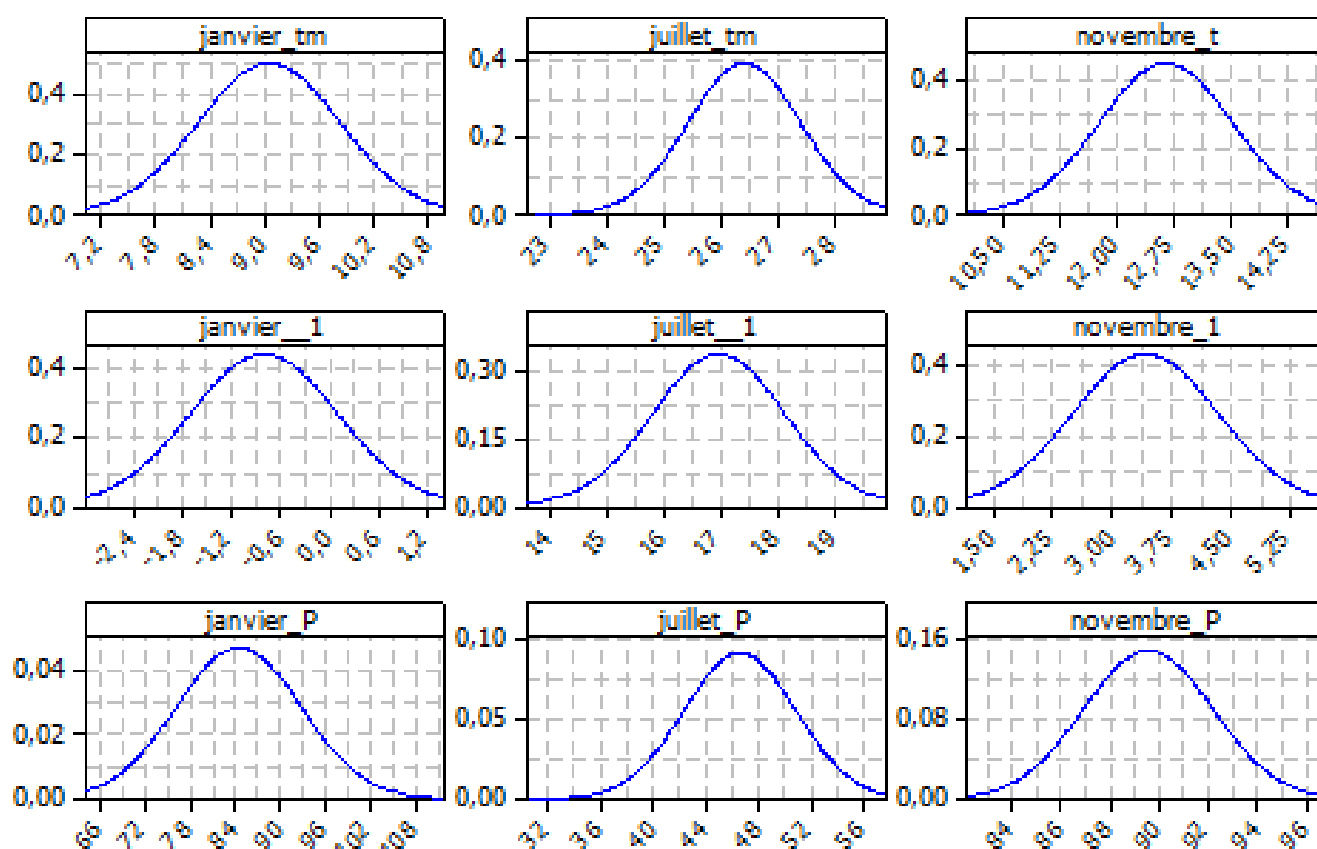
Tableau 35 : Températures maximale et minimale du mois de novembre

Variables	Temp. Max. novembre	Temp. min. novembre
Valeur minimale	10,34°C	1,67 °C
Valeur maximale	14,28°C	5,57°C
Fourchette d'amplitude de présence de la structure	3,93°C	3,90°C
Optimum d'abondance de la structure	12,85°C	3,57°C

Précipitation

Tableau 36 : Précipitation des mois de janvier, juillet et novembre

Variables	Précipitation Janvier	Précipitation juillet	Précipitation novembre
Valeur minimale	69,41 mm	32,44 mm	82,86 mm
Valeur maximale	110,99mm	56,87 mm	95,81 mm
Fourchette d'amplitude de présence de la structure	41,57 mm	24,42 mm	12,95 mm
Optimum d'abondance de la structure	83,16 mm	46,55mm	89,99mm



Graphique 92 : Enveloppe climatique des expressions de la forêt de conifères de hautes collines moyennement disséquées sur sol cambisol selon le climat actuel

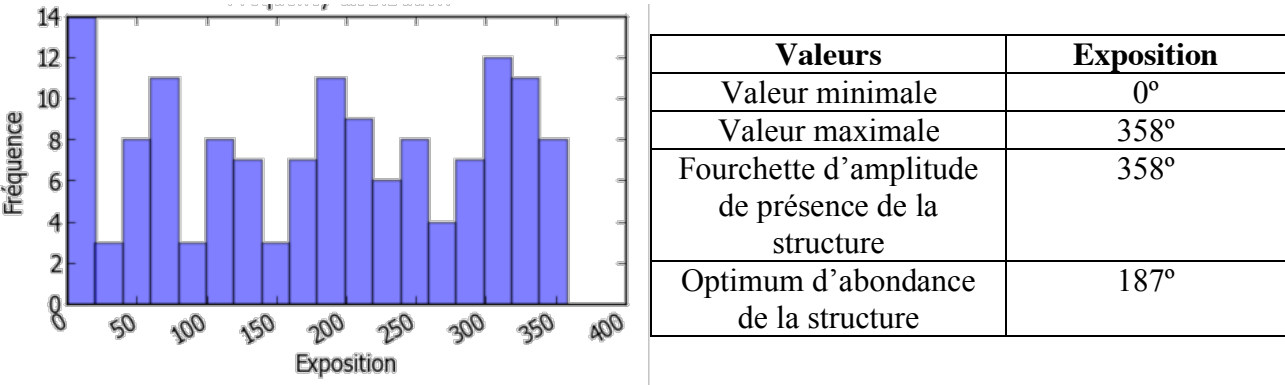
Les expressions de la forêt de conifères de hautes collines moyennement disséquées sur sol cambisol selon le climat actuel sont adaptées aux températures maximales de janvier $> 7,4^{\circ}\text{C}$ mais $< 10,5^{\circ}\text{C}$ avec une amplitude thermique de $3,41^{\circ}\text{C}$. Cette expression trouve son optimum de température maximale en janvier vers $9,28^{\circ}\text{C}$. Ces structures sont capables de s'adapter aux températures minimales de janvier $> -2,56^{\circ}\text{C}$ mais $< 0,97^{\circ}\text{C}$ ce qui représente une amplitude thermique de $3,54^{\circ}\text{C}$, et trouvent leur optimum de température minimale en janvier vers $-0,57^{\circ}\text{C}$. Elles S'adaptent aux

conditions de précipitation >69,41 mm mais <110,99 mm, ce qui représente une fourchette de 41,57 mm et trouvent leur optimum de précipitation en janvier vers 83,14 mm. En juillet, les températures maximales auxquelles cette unité est adaptée sont > 23,21 °C mais < 28,62°C avec une amplitude thermique de 5,41°C et elle trouve son optimum vers 26,37°C. Concernant les températures minimales de juillet, cette expression est capable de s'adapter aux températures > 13,94°C mais < 19,36°C ce qui représente une fourchette de 5,42°C. Son optimum de température minimale de juillet se trouve vers 17,28°C. Cette unité du paysage est adaptée aux conditions de précipitation >32,44 mm mais <56,87 mm, ce qui représente une fourchette de 24,42 mm, et trouve son optimum de précipitation en juillet vers 46,55mm.

En novembre, les températures maximales auxquelles cette unité est adaptée sont > 10,34 °C mais <14,28°C avec une amplitude thermique de 3,93°C et elle trouve son optimum vers 12,85°. Concernant les températures minimales de novembre, cette expression est capable de s'adapter aux températures > 1,67°C mais < 5,57°C ce qui représente une fourchette de 3,90°C. Son optimum de température minimale de novembre se trouve vers 3,57°C. Cette unité du paysage est adaptée aux conditions de précipitation > 82,86 mm mais < 95,81 mm, ce qui représente une fourchette de 12,95 mm et elle trouve son optimum de précipitation en juillet autour des 89,99 mm.

Facteur exposition

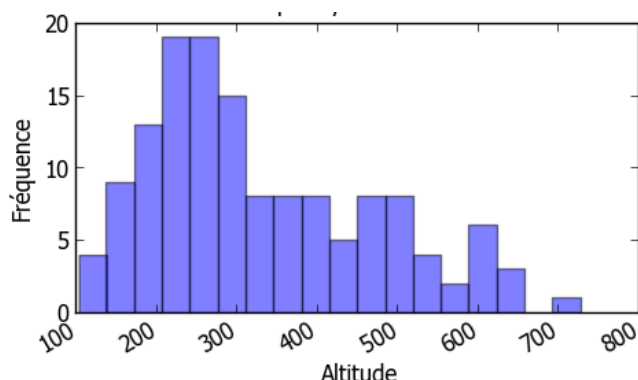
Tableau 37 : Facteur exposition pour les expressions de la forêt de conifères de hautes collines moyennement disséquées sur sol cambisol selon le climat actuel



L'unité du paysage trouve son optimum d'exposition autour des 187°, ce qui correspond à une exposition sud.

Les structures écosystémiques de la forêt de conifères de hautes collines moyennement disséquées sur sol cambisol trouvent les conditions de température et de précipitation dans les fourchettes d'altitude suivantes :

Tableau 38: Fourchettes d'altitude dans lesquelles se trouvent l'ensemble des conditions écologiques de la forêt de conifères de hautes collines moyennement disséquées sur sol cambisol



Valeurs	Altitude
Valeur minimale	103 ms nm
Valeur maximale	727ms nm
Fourchette d'amplitude de présence de la structure	624 ms nm
Optimum d'abondance de la structure	288 ms nm

Les structures écosystémiques de la forêt de conifères de hautes collines moyennement disséquées sur sol cambisol selon le climat actuel trouvent l'ensemble des conditions écologiques décrites et évaluées autour des 288 ms nm. Cependant elles trouvent certaines conditions écologiques auxquelles elles sont bien adaptées pour survivre et se reproduire entre 103 et 727 ms nm.

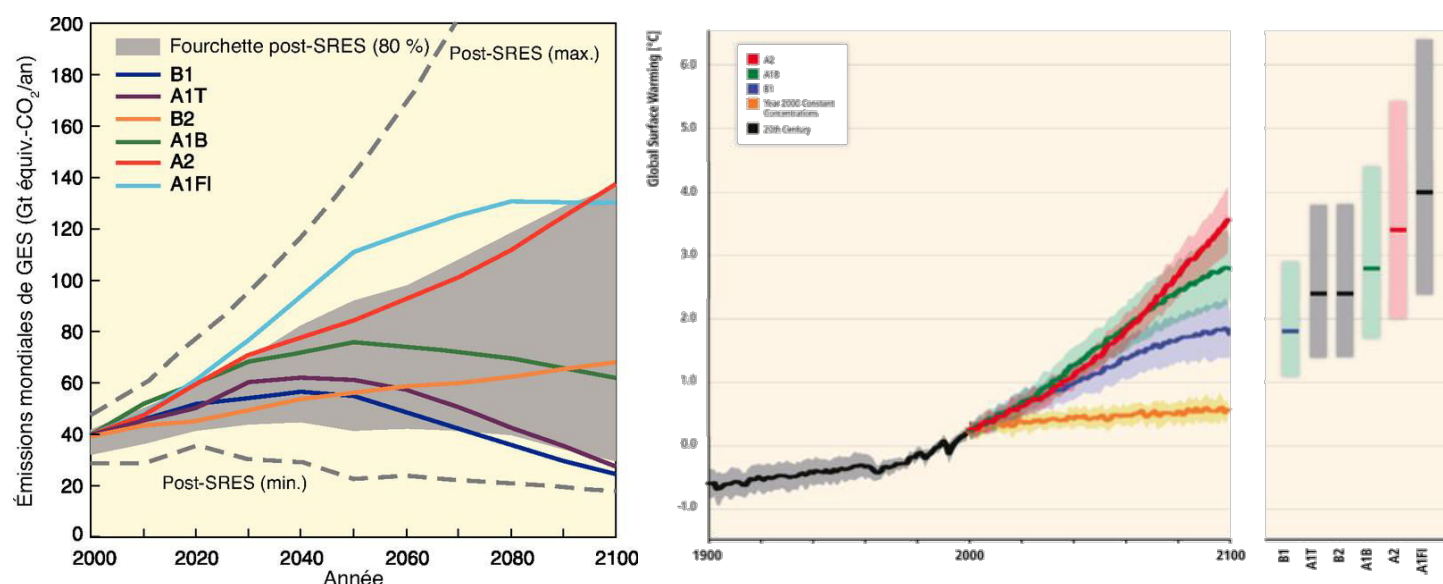
Pour chaque groupe, a été réalisée la procédure d'étalonnage afin de déterminer les conditions climatiques auxquelles chaque expression écosystémique est adaptée ; postérieurement, sera évaluée la dynamique potentielle des conditions climatiques selon les scénarios du changement climatique.

La procédure pour évaluer la dynamique des écosystèmes en fonction du changement climatique consiste à trouver l'ensemble des conditions optimales pour chaque expression écosystémique en fonction du climat futur, à évaluer les changements spatiaux potentiels et finalement à observer si les changements pourront ou non provoquer une transformation du paysage et donc s'ils auront ou non des conséquences sur la biodiversité.

3.2. Définition de la distribution écologique potentielle des expressions écosystémiques selon le climat futur

Pour la détermination de la distribution écologique potentielle selon le climat futur, a été utilisé le scénario d'émissions A1B spatialisé à 90 m pour 2050 et 2100, également élaboré dans le cadre du projet « **Cassandra** » (Carrega et al ; 2013).

Description des scénarios d'émissions du GIECC 2013 :



Graphique 93 : Scénario d'émissions et du changement de température du GIECC 2013 et 2014

Emissions mondiales de GES (en Gt équiv.-CO₂ par an) en l'absence de politiques climatiques additionnelles : six scénarios (figure à gauche) illustratifs de référence (SRES, lignes colorées) et intervalle au 80^e percentile des scénarios publiés après le SRES (post-SRES, partie ombrée). Les courbes en pointillé délimitent la plage complète des scénarios post-SRES. Les GES sont le CO₂, le CH₄, le N₂O et les gaz fluorés. Les lignes continues (figure à droit), sont multi-modèles moyennes mondiales du réchauffement de surface (par rapport à 1980-1999) pour les scénarios A2, A1B et B1, présentés comme des prolongements des simulations du 20^{ème} siècle. Les zones ombrées indiquent la gamme ± 1 écart-type des moyennes annuelles modèles individuels. La ligne orange est pour l'expérience où les concentrations ont été maintenues constantes à l'année de 2000 valeurs. Les barres grises à droite indiquent la meilleure estimation (ligne solide dans chaque bar) et la fourchette probable évaluée pour les six scénarios SRES de marqueurs. L'évaluation de la meilleure estimation et fourchettes probables dans les barres grises inclut les MCGAO dans la partie gauche de la figure, ainsi que les résultats d'une hiérarchie de modèles indépendants et contraintes observationnelles. (GIECC, 2013 ; 2014)

Les scénarios sont regroupés en quatre familles (A1, A2, B1 et B2) qui étudient différentes voies de développement en fonction d'un large éventail de facteurs démographiques, économiques et technologiques ainsi que des émissions de GES (gaz à effet de serre) qui en résultent. Seules les politiques climatiques actuelles sont prises en considération dans ces scénarios. Le canevas A1 fait l'hypothèse d'un monde caractérisé par une croissance économique très rapide, un pic de la population mondiale au milieu du siècle et l'adoption rapide de nouvelles technologies plus efficaces. Cette famille de scénarios se répartit en trois groupes qui correspondent à différentes orientations de l'évolution technologique du point de vue des sources d'énergie : à forte

composante fossile (A1FI), non fossile (A1T) et équilibrant les sources (A1B). Le canevas B1 décrit un monde convergent présentant les mêmes caractéristiques démographiques que A1, mais avec une évolution plus rapide des structures économiques vers une économie de services et d'information. Le canevas B2 décrit un monde caractérisé par des niveaux intermédiaires de croissances démographique et économique, privilégiant l'action locale pour assurer une durabilité économique, sociale et environnementale. Enfin, le canevas A2 décrit un monde très hétérogène caractérisé par une forte croissance démographique, un faible développement économique et de lents progrès technologiques. Aucun scénario SRES ne s'est vu affecter un niveau de probabilité (GIECC, 2013).

La distribution écologique potentielle des expressions écosytémiques selon le climat futur est calculée en fonction de deux étapes.

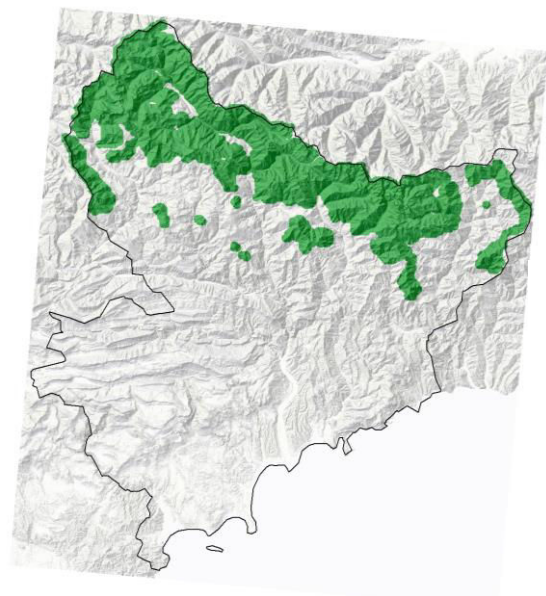
3.2.1. Première étape : Transformation du climat des Alpes-Maritimes vers la fin du XXIème siècle

La transformation climatique du territoire des Alpes-Maritimes vers la fin du XXIème siècle, sera analysée pour chaque type de structure morphométrique du relief. L'objectif est de trouver une première impression régionalisée des impacts du changement climatique. La régionalisation doit-être congruente avec la méthode et respecter le principe structurel de construction des unités d'évaluation et de définition de diversité, c'est-à-dire, la géomorphologie.

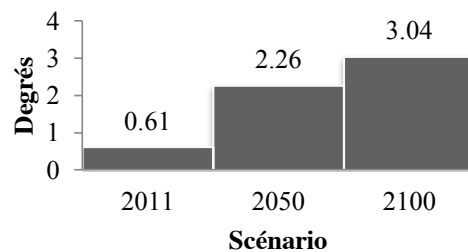
Dans les pages suivantes, seront présentés les processus de transformation climatique pour chaque type géomorphométrique. En premier lieu sera présentée l'évolution des températures maximales, minimales et des précipitations pour les hautes montagnes très fortement disséquées, puis pour les hautes montagnes moyennement disséquées, les montagnes légèrement disséquées, les hautes collines fortement disséquées, les hautes collines moyennement disséquées et enfin les plaines avec collines de légèrement à fortement disséquées. Dans tous les cas, les graphiques montrent l'évolution entre 2011 et 2100 des variables mentionnées en utilisant la médiane statistique.

Ci-dessous sont présentés les graphiques relatifs à l'évolution du climat et postérieurement seront décrits les résultats de ces graphiques.

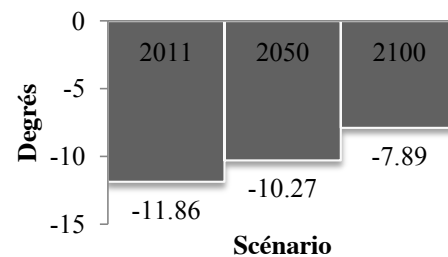
**Hautes montagnes très
fortement disséquées**



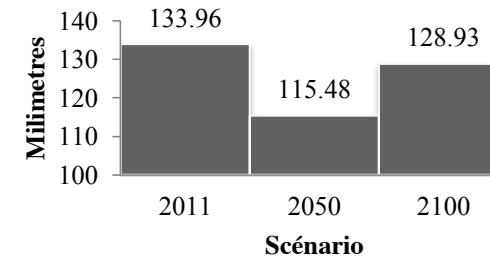
Temp. max janvier



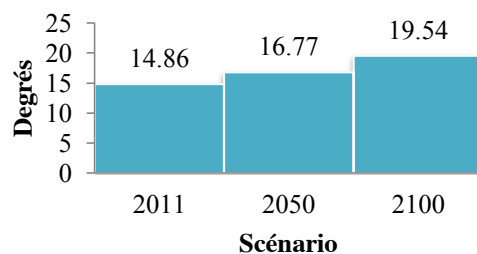
Temp. min janvier



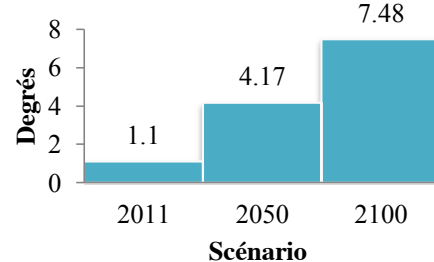
Precipitation janvier



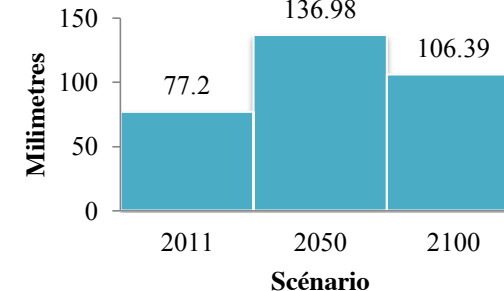
Temp. max juillet



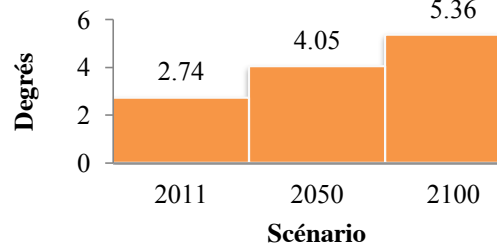
Temp. min juillet



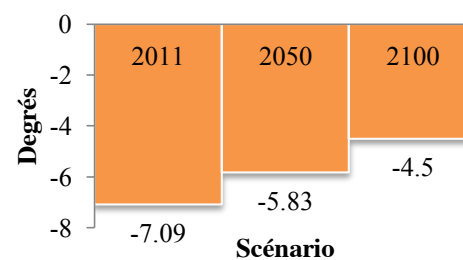
Precipitation juillet



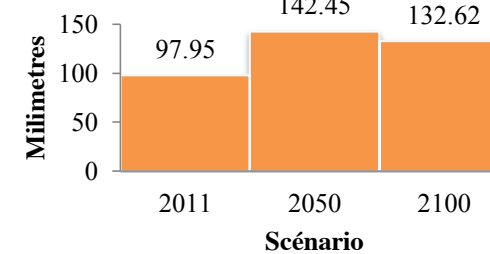
Temp. max nov



Temp. min nov

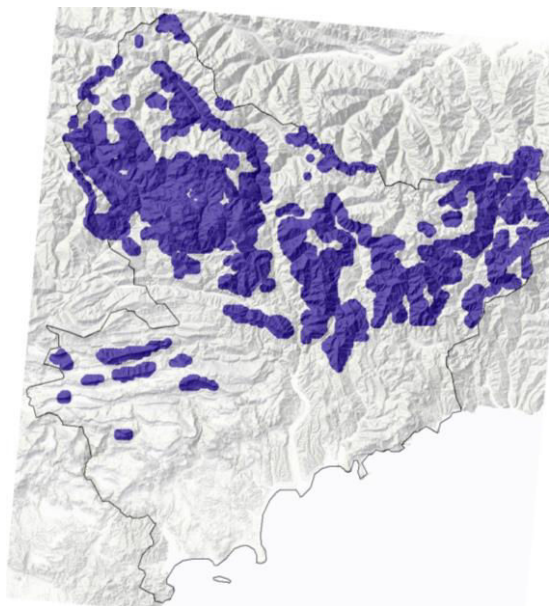


Precipitation nov

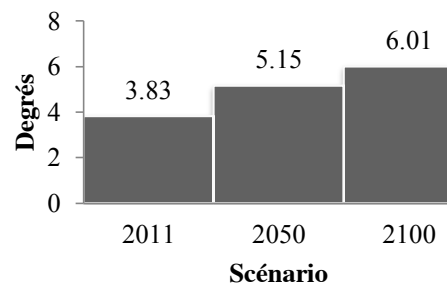


Graphique 94: Evolution du climat sur les hautes montagnes très fortement disséquées
199

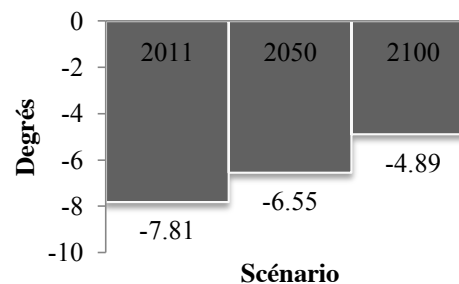
Hautes montagnes moyennement disséquées



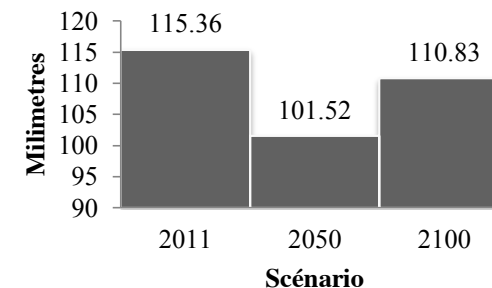
Temp. max janvier



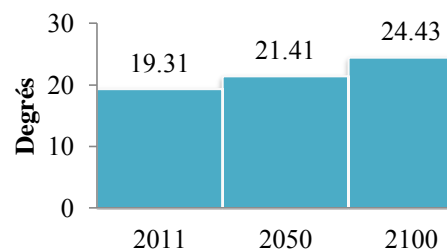
Temp. min janvier



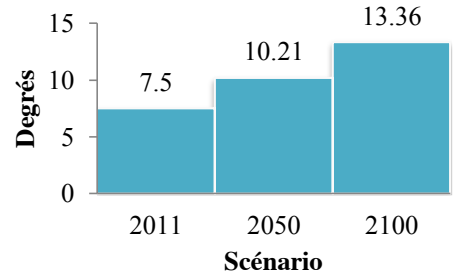
Precipitation janvier



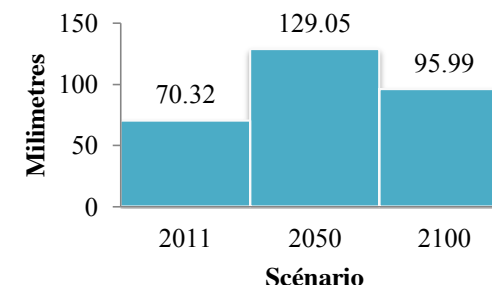
Temp. max juillet



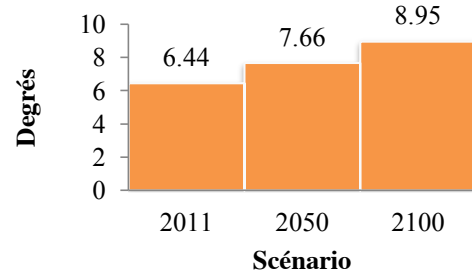
Temp. min juillet



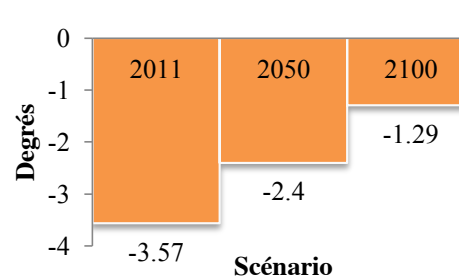
Precipitation juillet



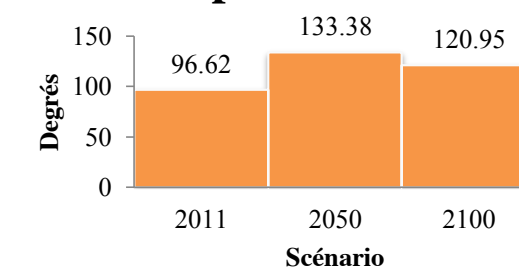
Temp. max nov



Temp. min nov

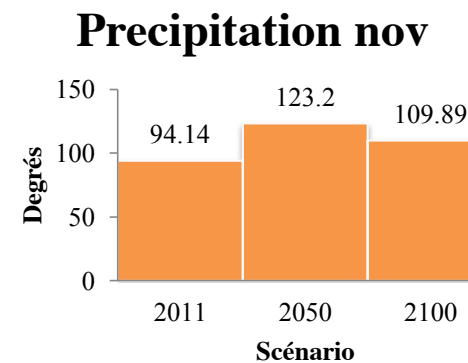
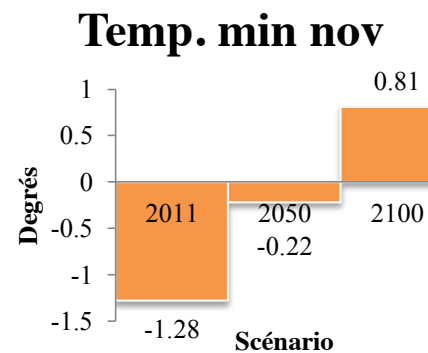
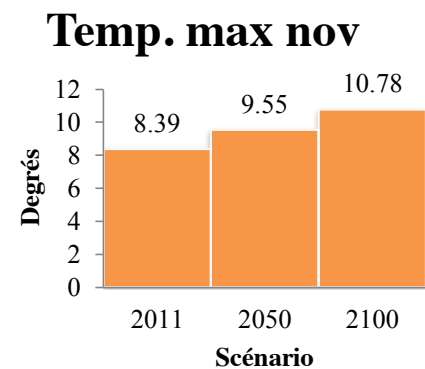
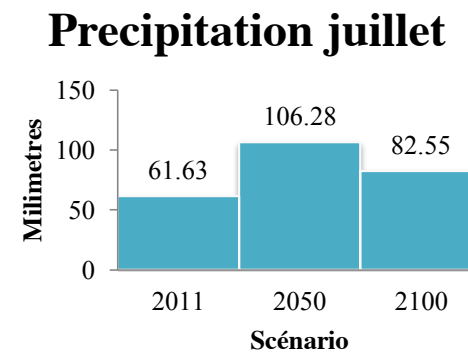
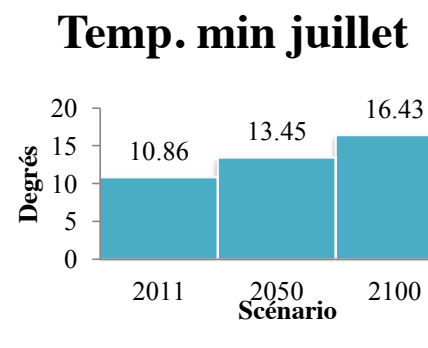
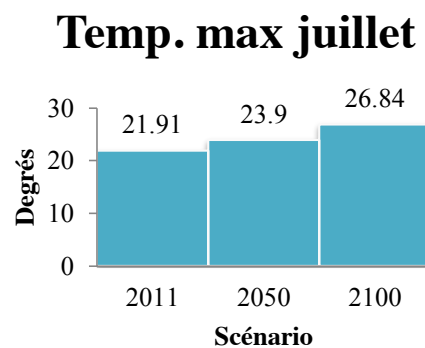
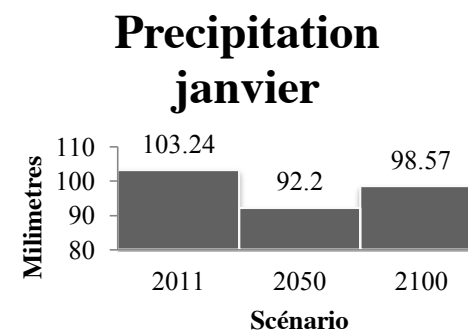
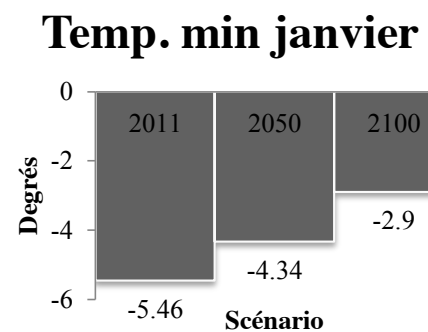
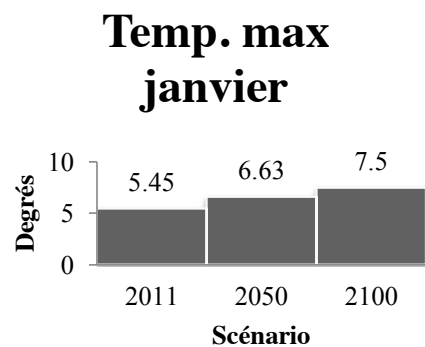
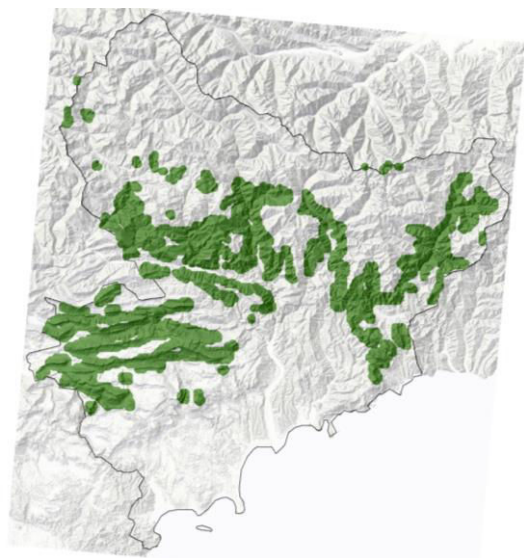


Precipitation nov



Graphique 95: Evolution du climat sur les hautes montagnes moyennement disséquées

Montagnes légèrement disséquées

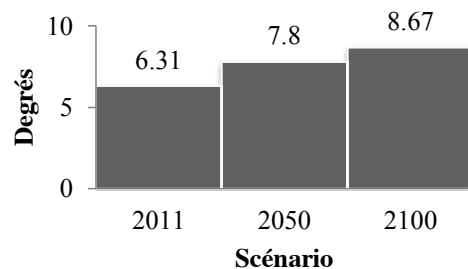


Graphique 96 : Evolution du climat sur les montagnes légèrement disséquées

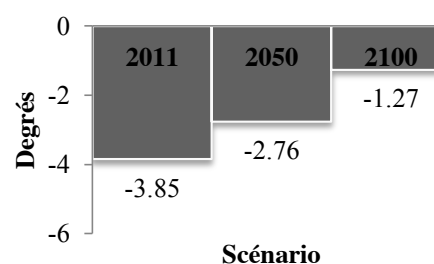
Hautes collines fortement disséquées



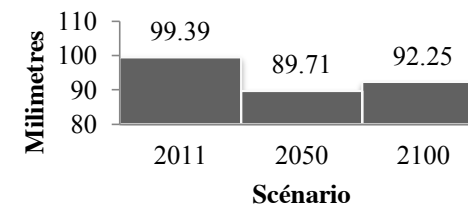
Temp. max janvier



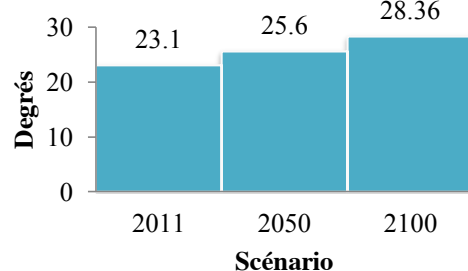
Temp. min janvier



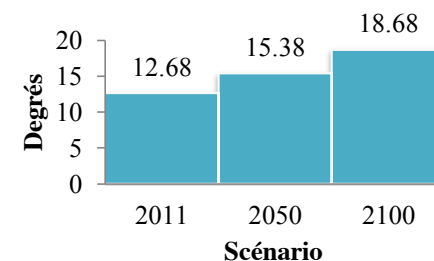
Precipitation janvier



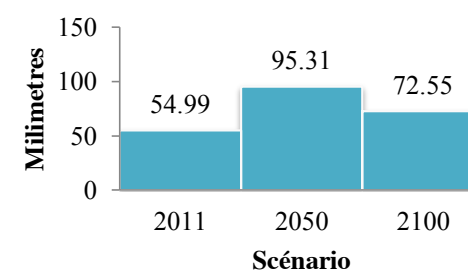
Temp. max juillet



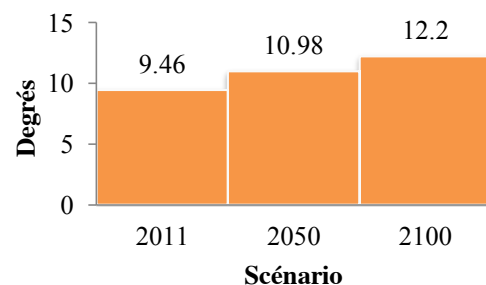
Temp. min juillet



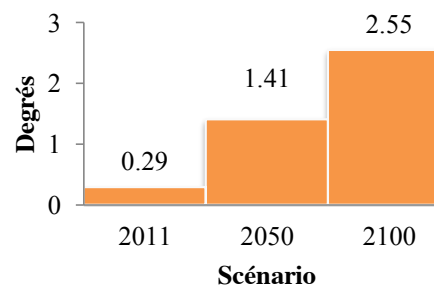
Precipitation juillet



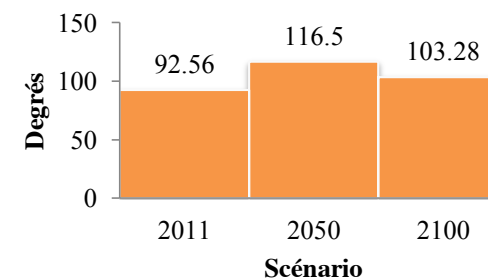
Temp. max nov



Temp. min nov

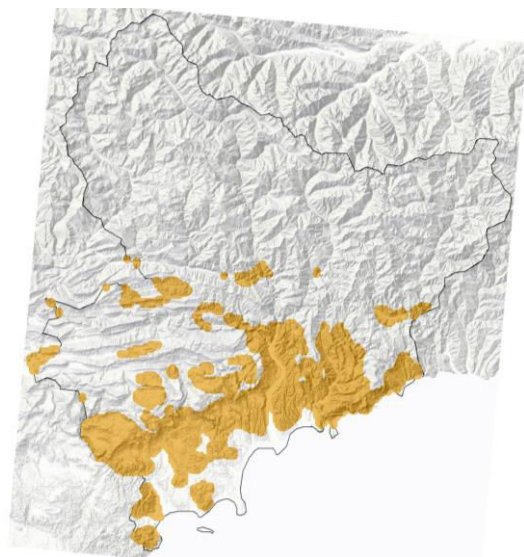


Precipitation nov

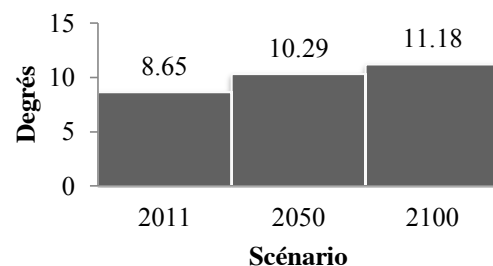


Graphique 97 : Evolution du climat sur les hautes collines fortement disséquées

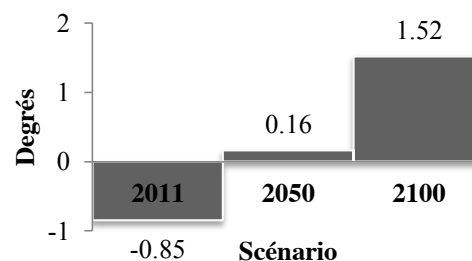
Hautes collines moyennement disséquées



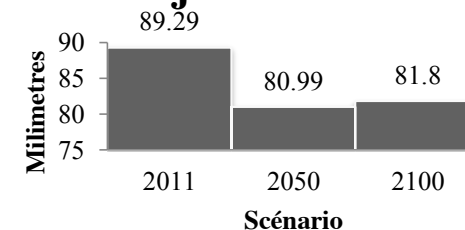
Temp. max janvier



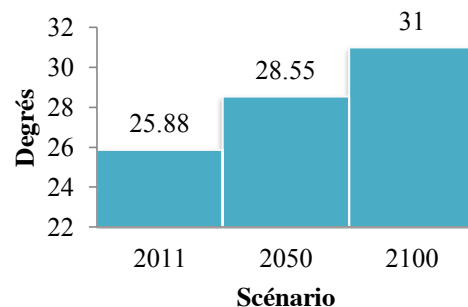
Temp. min janvier



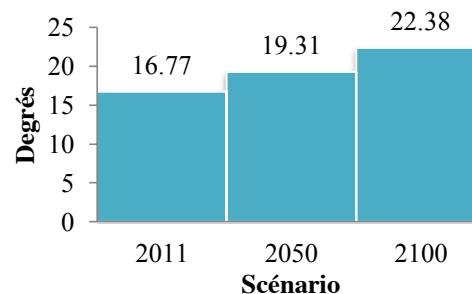
Precipitation janvier



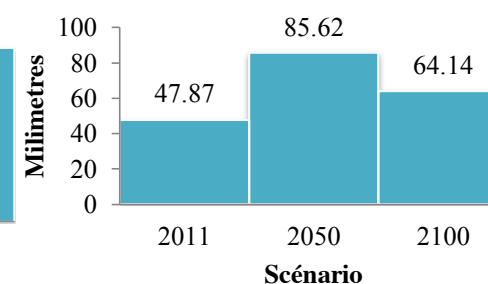
Temp. max juillet



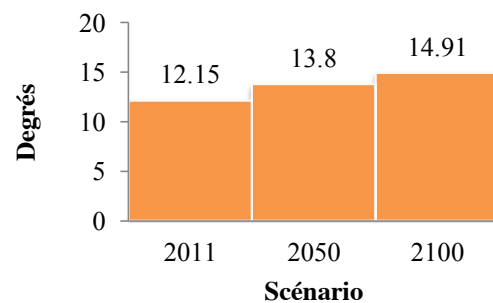
Temp. min juillet



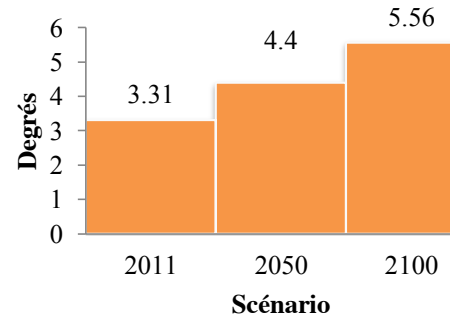
Precipitation juillet



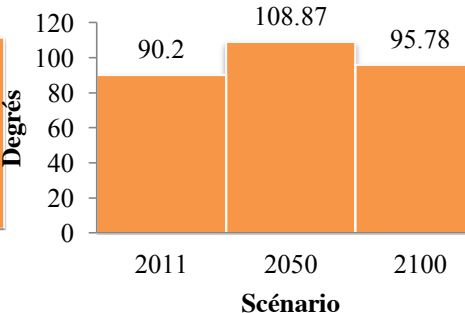
Temp. max nov



Temp. min nov

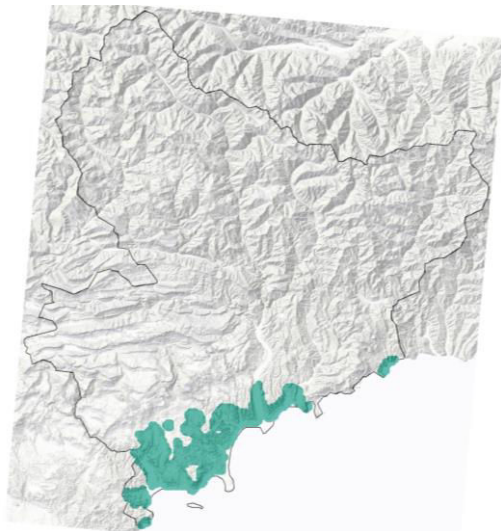


Precipitation nov

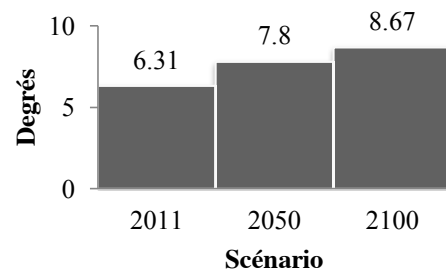


Graphique 98 : Evolution du climat sur les hautes collines moyennement disséquées

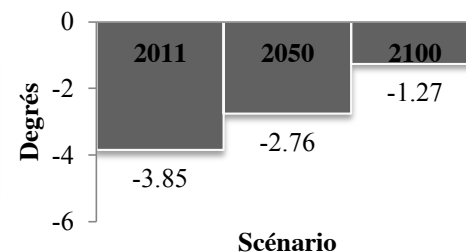
**Plaines avec collines
de légèrement à fortement
disséquées**



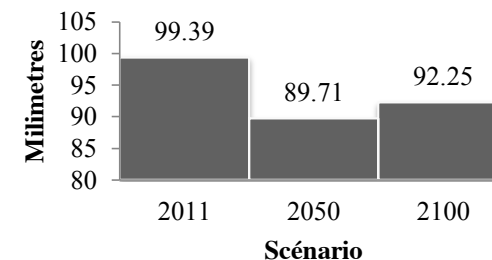
Temp. max janvier



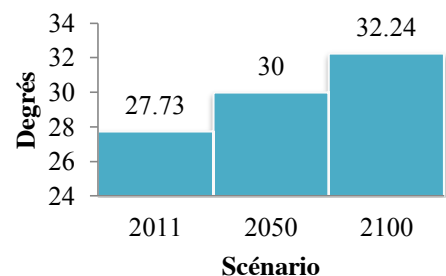
Temp. min janvier



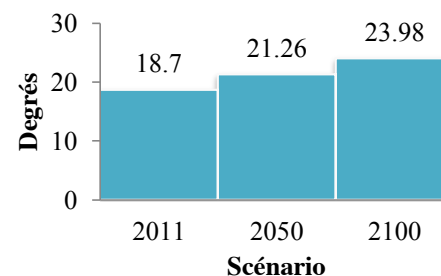
Precipitation janvier



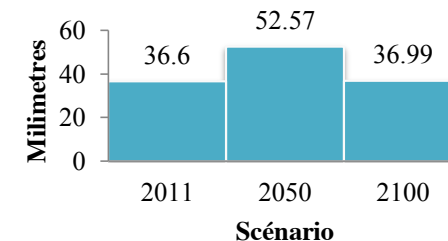
Temp. max juillet



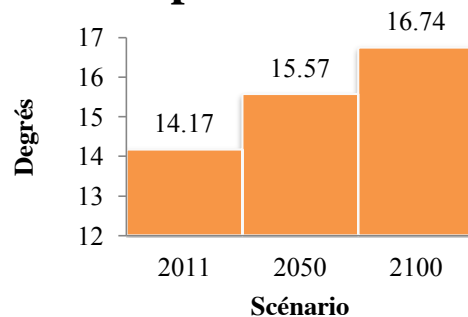
Temp. min juillet



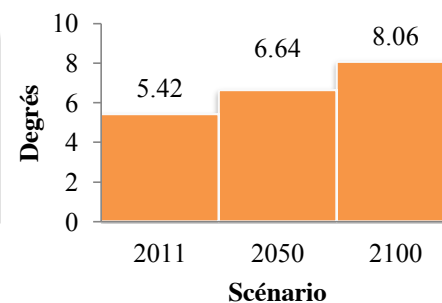
**Precipitation
juillet**



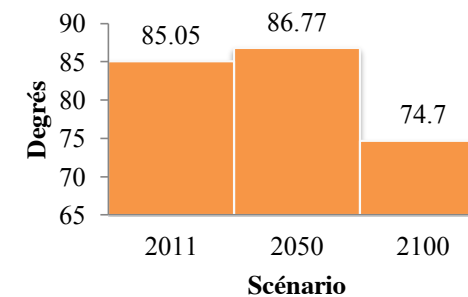
Temp. max nov



Temp. min nov



Precipitation nov



**Graphique 99 : Evolution du climat dans les plaines avec collines
de légèrement à fortement disséquées**

Les résultats de l'analyse de la transformation climatique des Alpes-Maritimes permettent de constater **le réchauffement de façon généralisée ainsi que la diminution de la précipitation vers la fin du XXIème siècle.**

Tableau 39 : Evolution des températures maximales des mois de janvier, juillet et novembre entre 2011 et 2100

Zone	Evolution Temp. max janvier entre 2011 et 2100	Evolution Temp. max juillet entre 2011 et 2100	Evolution Temp. max novembre entre 2011 et 2100
Hautes montagnes très fortement disséquées	+2,43°C	+4,98°C	+2,62°C
Hautes montagnes moyennement disséquées	+2,18°C	+5,12°C	+2,51°C
Montagnes légèrement disséquées	+2,05°C	+4,93°C	+2,39°C
Hautes collines fortement disséquées	+2,36°C	+5,26°C	+2,74°C
Hautes collines moyennement disséquées	+2,53°C	+5,12°C	+2,76°C
Plaines avec collines de légèrement à fortement disséquées	+2,36°C	+4,51°C	+2,57°C

Les plus importants impacts du changement de température maximale en janvier sont perçus par les hautes collines moyennement disséquées. Concernant les températures maximales de juillet, les hautes collines fortement disséquées sont les structures connaissant le plus important changement de températures. Les changements de température en novembre sont les plus importants pour les hautes collines moyennement disséquées. Il faut noter que les impacts sont considérables sur l'ensemble des unités géomorphologiques dans les trois scénarios d'évaluation et la température maximale augmente systématiquement entre 2°C et 5°C.

Tableau 40 : Evolution des températures minimales des mois de janvier, juillet et novembre entre 2011 et 2100

Zone	Evolution Temp. min janvier entre 2011 et 2100	Evolution Temp. min juillet entre 2011 et 2100	Evolution Temp. min novembre entre 2011 et 2100
Hautes montagnes très fortement disséquées	+3,97°C	+6,38°C	+2,59°C
Hautes montagnes moyennement disséquées	+2,92°C	+5,86°C	+2,28°C
Montagnes légèrement disséquées	+2,56°C	+5,57°C	+2,09°C
Hautes collines fortement disséquées	+2,58°C	+6,0°C	+2,26°C
Hautes collines moyennement disséquées	+2,37°C	+6,61°C	+2,25°C
Plaines avec collines de légèrement à fortement disséquées	+2,58°C	+5,28°C	+2,64°C

Les températures minimales présentent un comportement similaire et ont une tendance au réchauffement. Les impacts les plus forts en janvier sont perçus par les hautes montagnes très fortement disséquées.

En juillet, les hautes collines moyennement disséquées sont les structures qui connaissent les changements les plus importants et en novembre ce sont les plaines avec collines de légèrement à fortement disséquées. Les impacts sont aussi très considérables sur l'ensemble des structures géomorphologiques, avec une augmentation systématique d'entre 2°C et 6°C vers la fin du siècle.

Tableau 41 : Evolution des précipitations des mois de janvier, juillet et novembre entre 2011 et 2100

Zone	Evolution Précipitation Janvier entre 2011 et 2100	Evolution Précipitation Juillet entre 2011 et 2100	Evolution Précipitation novembre entre 2011 et 2100
Hautes montagnes très fortement disséquées	-5,03 mm	+29,19mm	+34,67mm
Hautes montagnes moyennement disséquées	-4,53mm	+25,67mm	+24,33mm
Montagnes légèrement disséquées	-4,67mm	+20,92mm	+15,75mm
Hautes collines fortement disséquées	-7,14mm	+17,56mm	+10,72mm
Hautes collines moyennement disséquées	-7,49mm	+16,27mm	+5,58mm
Plaines avec collines de légèrement à fortement disséquées	-7,14mm	+0,39mm	-10,35mm

En ce qui concerne les précipitations, les variations sont significatives en termes d'augmentation, mais également en termes de diminution. Ces variations vont de -7mm à + 34 mm. Les changements les plus importants en janvier sont perçus par les hautes collines moyennement disséquées. En juillet et novembre les impacts les plus notables concernent les hautes montagnes très fortement disséquées.

L'ensemble des résultats décrits montre que le changement climatique est un phénomène qui a une influence globale sur le territoire, mais aussi que ses impacts ont une influence locale très variable et un niveau de complexité spatio-temporel encore plus complexe. Il est possible de déduire que les effets sur la biodiversité pourront être aussi très variés étant donné qu'elle même a une dynamique intrinsèque déjà très complexe en fonction des cycles auto-catalytiques qui seront potentiellement affectés sur différentes périodes et en différents endroits par la transformation climatique du territoire.

Les résultats obtenus dans la première étape permettent de mener à bien la seconde étape, à savoir le calcul de la distribution écologique potentielle des expressions écosystémiques.

3.2.2. Deuxième étape : Calcul de la distribution écologique potentielle des expressions écosystémiques selon la transformation climatique

L'évaluation de la transformation climatique étant réalisée, la procédure pour le calcul de la distribution écologique potentielle des expressions écosystémiques consiste à trouver les conditions de référence (températures maximale et minimale, précipitation, dissection verticale et exposition) pour chaque unité du paysage ou expression, selon le climat futur. En effet, il est considéré dans le modèle que dans certaines unités les processus de migration et de déplacement pourront provoquer des adaptations aux nouvelles conditions géomorphologiques, étant donné que la géomorphologie est un facteur relativement stable dans l'échelle temporelle du modèle et par conséquent sa dynamique n'est pas perceptible. En d'autres termes et de façon hypothétique, le modèle considère la possibilité de trouver une, plusieurs ou toutes les conditions de référence dans une unité géomorphologique différente de celle de référence selon le climat futur. Cette supposition permet de considérer par exemple qu'une expression de la forêt de conifères adaptée aujourd'hui aux conditions géomorphologiques des hautes montagnes moyennement disséquées, pourrait trouver son optimum écologique dans les montagnes très fortement disséquées en 2100.

Une autre supposition est que cette même unité utilisée comme exemple trouvera toutes les conditions dans la même unité géomorphologique de référence à l'exception d'une condition parmi le groupe de conditions de référence. Comme conséquence de cette supposition il y a trois hypothèses possibles : 1) L'expression s'adapte légèrement aux nouvelles conditions et sélectionne les endroits ayant les conditions les plus proches de son optimum de référence avec une contraction de ses populations. 2) L'expression s'adapte profondément aux nouvelles conditions. 3) L'expression n'est pas capable de s'adapter aux changements et disparaît localement.

Procédure

Comme cela a été mentionné, les variables utilisées pour l'identification de la distribution potentielle des expressions écosystémiques sont les mêmes variables que celles utilisées pour l'identification de l'optimum écologique selon le climat actuel, et elles sont présentes dans le tableau suivant:

Tableau 42 : Les 11 variables pour la détermination de la distribution écologique potentielle des expressions écosystémiques selon le climat futur

Variables Climatiques	Règles de décision	Critère
Temp. max janvier	Distance au point de référence	Optimum écologique
Température min janvier		
Temp. max juillet		
Température min juillet		
Temp. max novembre		
Température min novembre		
Précipitation janvier		
Précipitation juillet		
Précipitation novembre		
Variable géomorphologique		
Dissection verticale du relief	Distance au point de référence	Optimum écologique
Variable topographique		
Exposition	Distance au point de référence	Optimum écologique

La procédure consiste à utiliser le système d'information géographique (SIG) pour trouver toutes les localités où les conditions écologiques qui constituent l'optimum écologique des expressions écosystémiques selon le climat actuel seraient potentiellement présentes pour 2050 et 2100 selon les scénarios du changement climatique spatialisés et intégrés dans les modèles des unités du paysage. Chaque variable est recherchée en fonction d'une expression et d'une construction logique qui est réalisée en utilisant les outils de recherche SQL (Structured Query Language) des systèmes d'information géographique. La recherche spatiale de chaque variable a été réalisée séparément pour éviter des pertes substantielles d'information spatiale et postérieurement, à l'aide de la calculatrice logique, ont été assignées les valeurs de présence de la condition recherchée. Si la variable d'intérêt est présente selon le climat futur (2050 et 2100), une valeur numérique est assignée dans le but de différencier les localités spatiales de présence potentielle des autres localités où la condition de référence n'a pas été trouvée. Ensuite, la pondération spatiale et le croisement des conditions écologiques de référence sont effectués et de cette manière est estimé le potentiel de présence de l'expression écosystémique ou d'un groupe d'expressions selon le climat futur. Il est important de souligner que ce modèle correspond surtout à l'origine d'une représentation complexe des processus écologiques soumis aux pressions du changement climatique.

Cette représentation des processus écologiques (évoque) un état de compréhension et de connaissances du phénomène avec des limites et incertitudes qui seront abordées de façon plus précise postérieurement dans ce travail.

Exemples des structure et syntaxe de la recherche et de la représentation spatiale d'une condition favorable à une expression écosystémique:

"tm01AB12_1" >2.29 AND "tm01AB12_1" <10.10

Ce premier exemple illustre la recherche des conditions de température minimale en janvier dans une enveloppe ou seuil de tolérance pour une expression écosystémique qui est capable de s'adapter aux températures minimales supérieures à 2,29°C mais inférieures à 10,10°C.

"tx_2050_01" >-9.45 AND "tx_2050_01" <-0.86

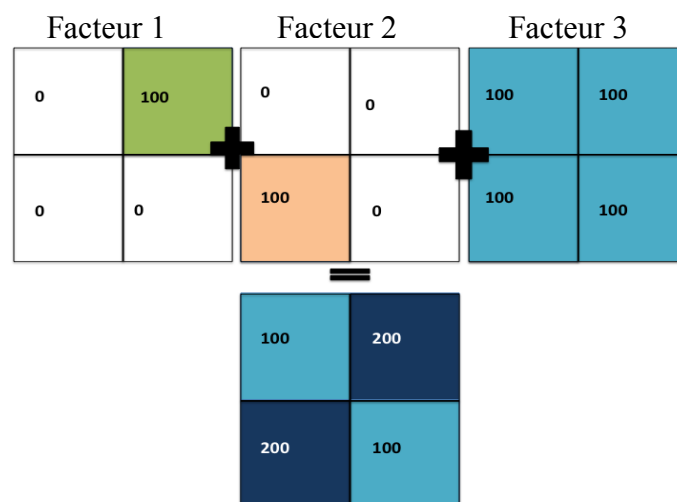
Le deuxième exemple illustre la recherche des conditions de température maximale en janvier dans une enveloppe ou seuil de tolérance pour une expression écosystémique qui est capable de s'adapter aux températures maximales supérieures à -9,45°C mais inférieures à -0,86°C.

"RR012050A1" >70.46 AND "RR012050A1" <131.53

Le troisième exemple illustre la recherche des conditions de précipitation en janvier dans une enveloppe ou seuil de tolérance pour une expression écosystémique qui est capable de s'adapter aux conditions de précipitation supérieures à 70,46 mm mais inférieures à 131,53 mm.

Cette même procédure est réalisée pour l'ensemble des conditions identifiées (11 variables ou conditions) et finalement est effectuée la pondération linéaire permettant d'identifier la distribution écologique potentielle de l'expression selon le climat futur en s'appuyant sur le schéma suivant :

Distribution écologique potentielle = *facteur 1* + *facteur2* + *facteur 3* + *facteur n* ...



Graphique 100 : Distribution écologique potentielle

Le schéma illustre la pondération spatiale des variables. Dans le premier cadre (à gauche) il est possible d'observer la présence hypothétique de la condition de température maximale représentée en vert et dont la valeur est 100. Cette valeur 100 est assignée aux localités qui remplissent la condition espérée pour chacune des variables observées. Le deuxième cadre représente les localités où les conditions de température minimale sont présentes ; il est illustré en couleur orange clair. Le troisième cadre montre les localités où se trouvent les conditions de précipitation en couleur bleu clair. Enfin le cadre de la partie inférieure représente la pondération spatiale des trois variables. Il illustre en bleu clair les zones dans lesquelles est présente une seule condition, et en bleu foncé les zones de présence pondérée (convergence spatiale) de deux conditions sur trois.

Les règles ou critères de décision :

Selon Eastman *et al.*, 1993, une règle de décision est formalisée à partir d'une série de procédures arithmétiques et statistiques qui permettent l'intégration des critères stabilisés dans un index simple qui aide à faire des comparaisons d'alternatives.

Dans ce cas, le jugement de décision pour déterminer la distance au point de référence est effectué en fonction de la pondération précédemment décrite et l'interprétation du niveau d'aptitude espéré pour chaque expression écosystémique est fournie par l'échelle de mesure établie et présentée dans le tableau suivant:

Tableau 43 : Critères de décision

Critères de décision										
1/11	2/11	3/11	4/11	5/11	6/11	7/11	8/11	9/11	10/11	11/11
Extrême ment basse	Très basse	Basse	Moyenne ment basse	Moyennement élevée	Modérée	Elevée	Très élevée	Extrêmement élevée		Egale

Les zones où la valeur est 11/11 ou 1100 sont des zones où les conditions n'ont pas changé entre les périodes d'évaluation et par conséquent les conditions de référence ont été trouvées de façon intégrale dans le scénario de changement climatique. Pour les zones ayant une valeur 9/11 et 10/11, les changements ne sont pas très profonds et a priori les expressions écosystémiques ne sont pas soumises à une pression de changement très extrême, de façon que ces zones sont les endroits dans lesquels l'adaptation sera potentiellement plus probable. A mesure que la distance entre le point de référence et les résultats de la pondération spatiale augmente, l'adaptation des expressions écosystémique est moins probable. Naturellement l'incertitude du modèle est plus élevée dans les zones qualifiées entre 6/11 et 8/11, et cette incertitude est plus modérée vers les extrêmes car il est prévisible qu'à mesure que la similitude augmente, la possibilité d'adaptation est plus élevée. Au contraire, à mesure que la similitude diminue entre le point de référence et la pondération, la possibilité d'adaptation diminue. Par conséquent, entre les deux extrêmes, les possibilités sont beaucoup plus incertaines.

Tableau 44 : Similitude globale entre le point de référence et la pondération des conditions écologiques selon le climat futur

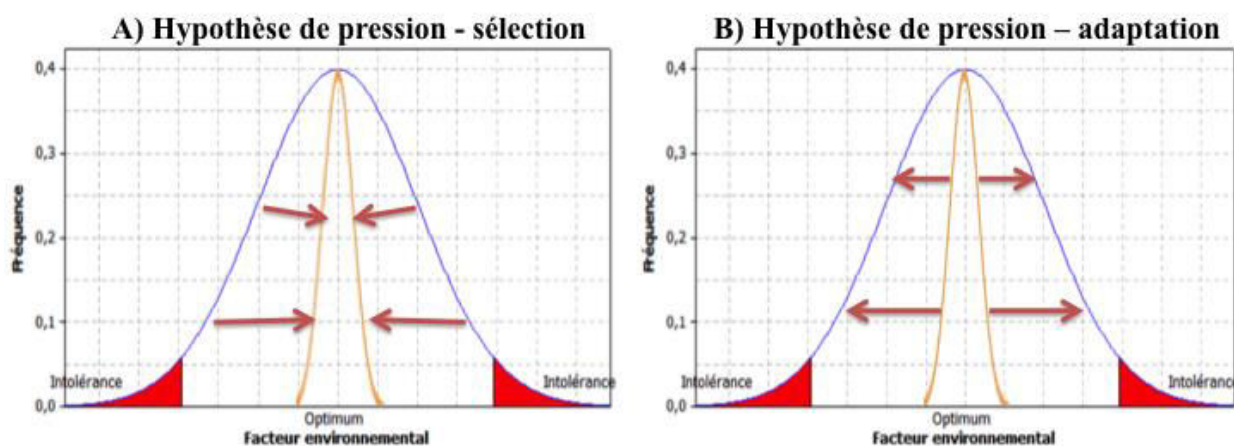
Pondération	Similitude Globale en %
1100	100
1000	91
900	82
800	73
700	64
600	55
500	45
400	36
300	27
200	18
100	9

Le modèle considère trois hypothèses possibles. Deux d'entre elles sont potentiellement prévisibles pour les résultats du modèle qui ont une valeur de pondération spatiale extrêmement élevée, égale ou même très élevée. Ces hypothèses correspondent à la pression sélection et à la pression adaptation. Pour les résultats ayant une valeur de pondération spatiale extrêmement à moyennement basse, s'applique l'hypothèse d'extinction locale. Pour les valeurs moyennement élevées à élevées, l'incertitude est élevée de façon que sont possibles la pression adaptation ou l'extinction en fonction de la capacité de réponse aux changements des expressions écosystémiques et des conditions externes à la conception de ce modèle, telles que la plasticité écologique, la plasticité phénotypique ou encore des mécanismes de dynamique plus complexes et potentiellement ignorés.

Dans ce modèle, la pression sélection correspond au mécanisme de contraction de l'aire de distribution de l'expression écosystémique strictement sur les localités où les changements ne sont pas très extrêmes pour l'ensemble de l'expression et le coût de l'adaptation est reçu et assimilé pour maintenir la survie de l'expression écosystémique. Dans ce cas, il existe en effet une adaptation potentielle mais il n'y a pas forcément de déplacement et de migration significative et ce processus provoque principalement une contraction spatiale de l'expression écosystémique. Dans ce modèle, la pression adaptation est encore plus complexe car à la différence de la pression sélection, il existe plusieurs possibilités. La première des possibilités est également une contraction spatiale de l'expression écosystémique à partir d'une adaptation avec de la résistance. Pour cette première supposition les changements sont perçus de façon négative par l'expression écosystémique et par conséquent elle doit sélectionner les caractères les plus capables à tolérer les changements afin de maintenir la survie de l'expression, ce qui provoquerait une migration vers les localités ayant les caractéristiques les plus proches de son optimum écologique. En termes spatiaux ce processus provoquerait une migration mais en même temps une contraction des populations, dont le résultat serait une adaptation nécessaire à partir de la migration qui pourrait provoquer une fragmentation ou érosion de l'expression écosystémique. Une deuxième supposition pour le mécanisme d'adaptation est la possibilité que les changements soient perçus de façon positive par l'expression écosystémique car ces changements favoriseraient les possibilités de colonisation de nouvelles aires de distribution, ce qui pourrait provoquer

une expansion de l'expression écosystémique à partir d'adaptations à d'autres conditions, par exemple géomorphologiques, d'altitude, d'exposition, du sol, etc.

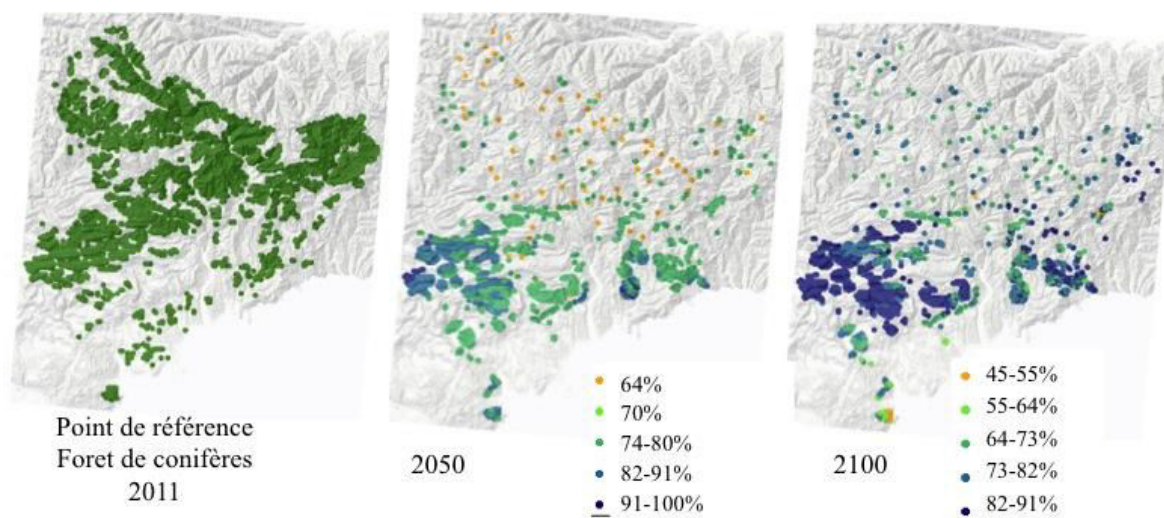
Le graphique suivant illustre les hypothèses de pression de sélection et d'adaptation. Dans l'hypothèse de pression sélection, l'expression écosystémique réduit son aire de distribution vers les localités où les conditions sont proches de son optimum écologique. Dans le cas de l'adaptation, l'expression est capable de changer pour occuper des nouvelles aires de distribution.



Graphique 101 : Hypothèses de pression de sélection et d'adaptation

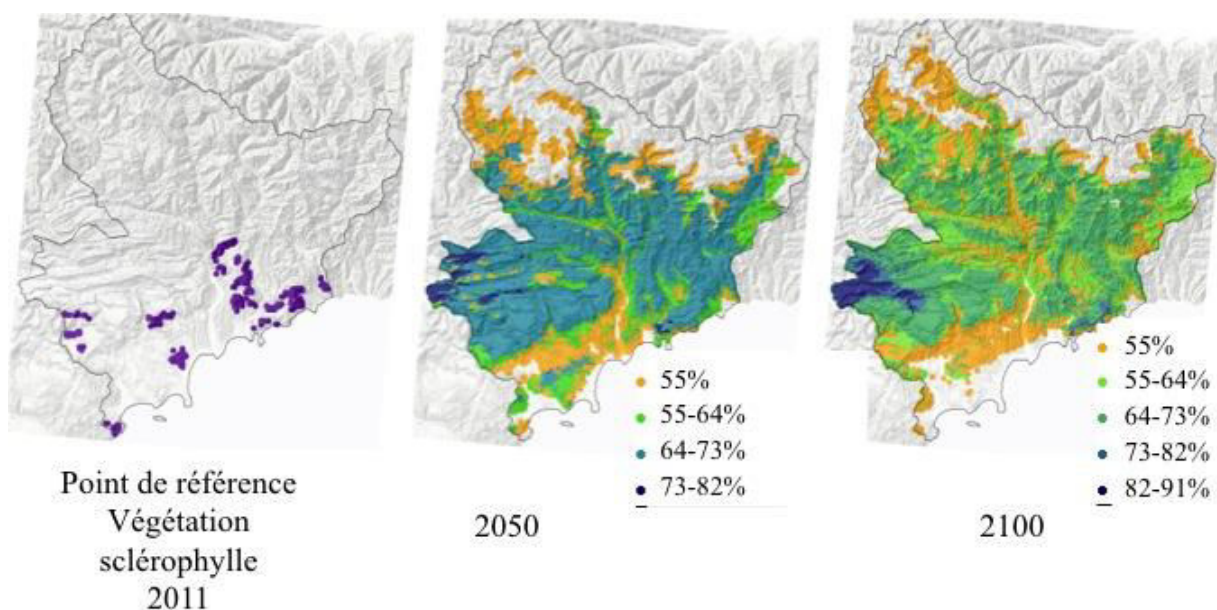
Résultats du calcul de la distribution écologique potentielle des expressions écologiques vers la fin du XXI^{ème} siècle en considération du changement climatique :

Le premier résultat correspond à la distribution écologique potentielle vers 2050 et 2100 des conditions auxquelles sont actuellement adaptées les expressions de la forêt de conifères.



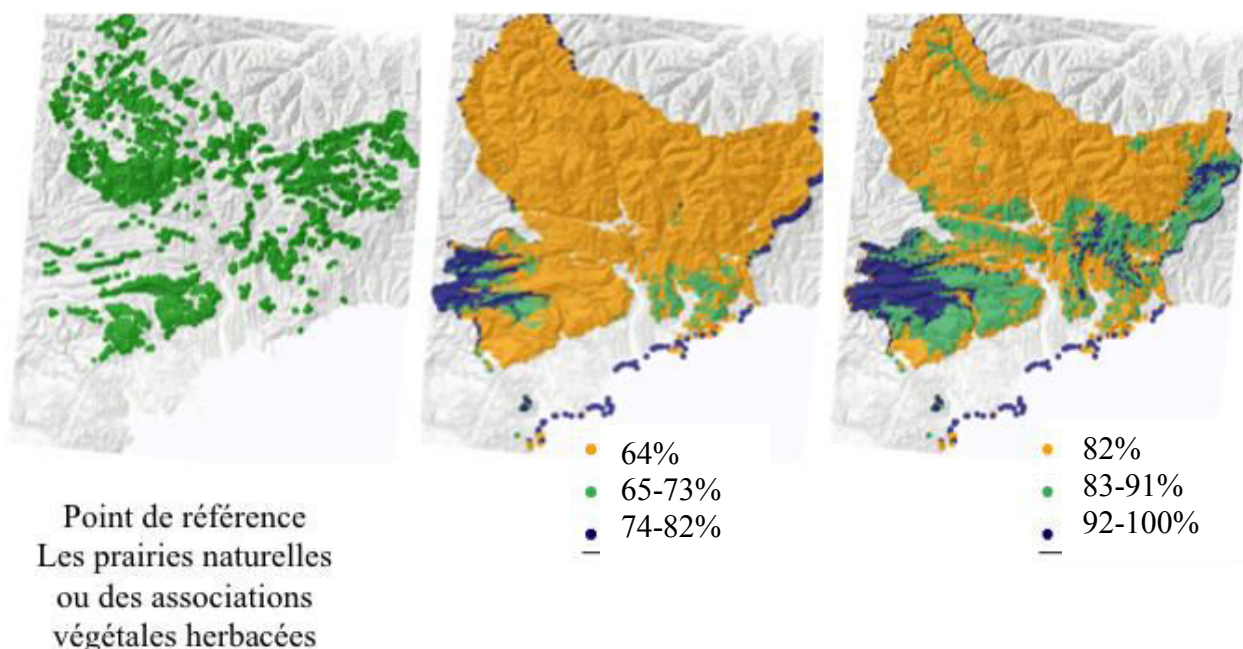
Graphique 102 : Distribution potentielle des conditions écologiques de la forêt de conifères

Il est possible d'apprécier dans le modèle que le changement climatique aurait potentiellement un impact très significatif vers la fin du XXIème siècle sur les conditions qui favorisent les expressions de la forêt de conifères. Selon les scénarios, pour 2050 il existerait encore des zones comprenant toutes les conditions écologiques de référence, mais de façon très isolée et très peu abondante. En revanche, pour 2100, le nombre maximum de conditions présentes par rapport à la référence serait 10/11. Systématiquement, toutes les conditions subissent une diminution entre 2050 et 2100, ce qui permet de constater que les impacts sur cet écosystème sont potentiellement très importants, étant donné que les aires sont déjà isolées et contractées et que les expressions écosystémiques sont de plus en plus forcées à s'adapter à des conditions plus éloignées de leur optimum écologique de référence. En même temps elles ont moins de capacité à sélectionner des caractères pouvant s'adapter car leurs abondances se réduisent. D'autre part il est également possible d'observer qu'il y aurait un notable déplacement des conditions, ce qui modifierait la répartition spatiale de ces expressions par rapport à l'état initial ou de référence.



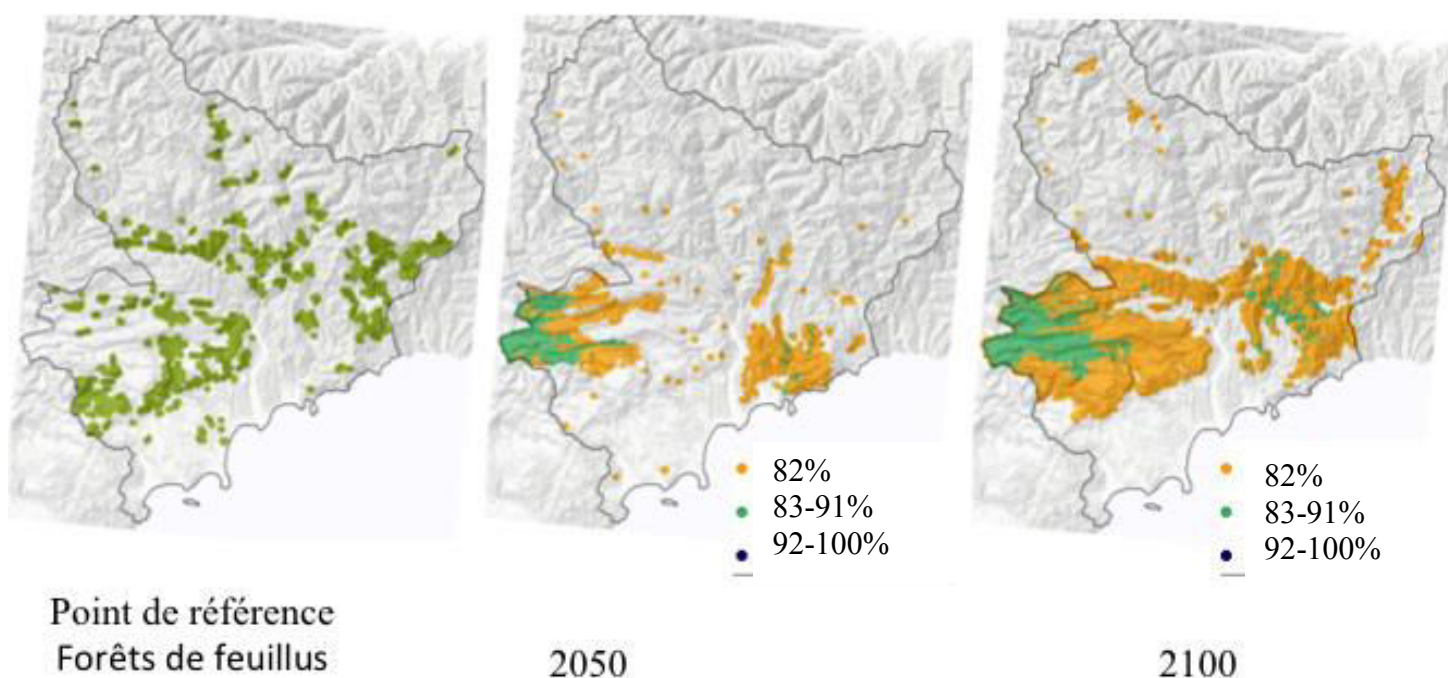
Graphique 103 : Distribution potentielle des conditions écologiques de la forêt mixte

Les résultats montrent que pour la forêt mixte, la tendance est similaire aux résultats de la forêt de conifères, en observant que pour 2050 il existerait encore des zones ayant toutes les conditions écologiques de référence, mais de façon très isolée et très peu abondante. Pour 2100 ces zones auront presque disparu. Il est également possible d'observer que la tendance à la réduction systématique des conditions de référence est constante, ce qui provoquerait que les expressions écosystémiques de la forêt mixte soient forcées à s'adapter à des conditions plus éloignées de leur optimum écologique de référence et en même temps la configuration spatiale serait fortement transformée par rapport à la configuration et à la distribution de référence.



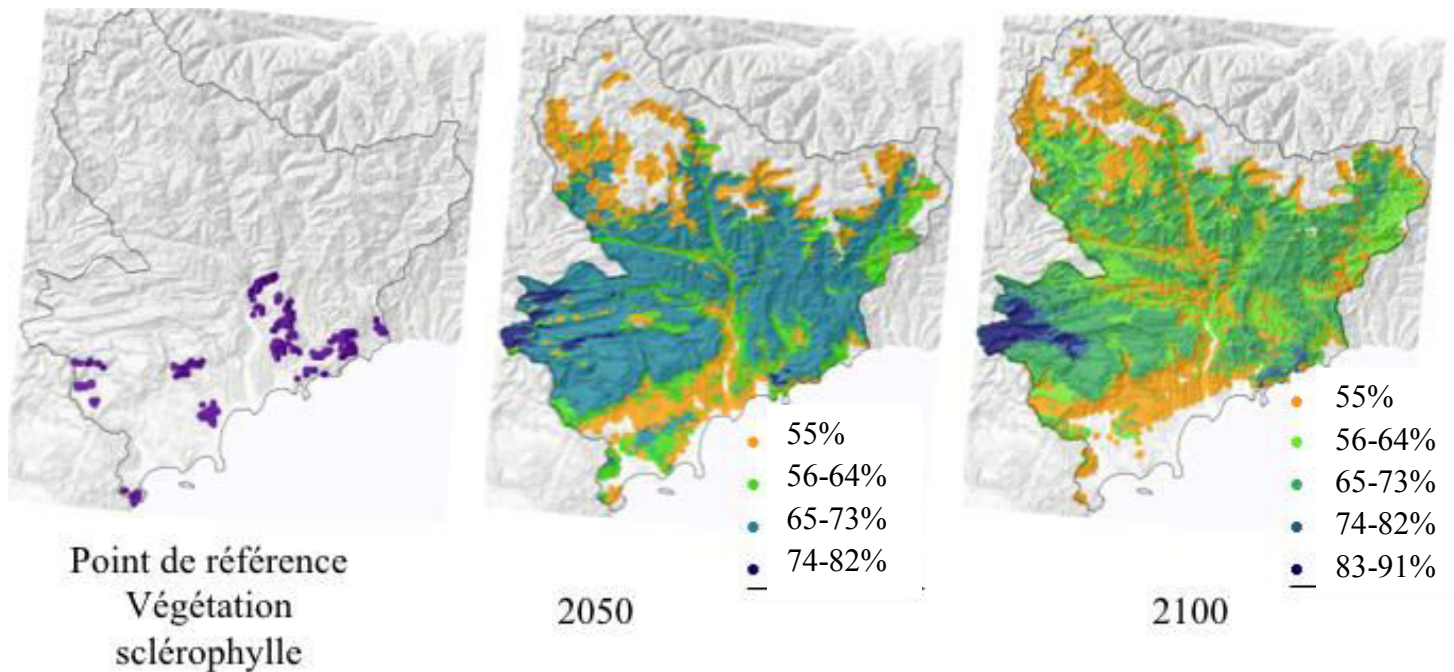
Graphique 104 : Distribution potentielle des conditions écologiques des prairies naturelles

Pour les conditions auxquelles sont adaptées les prairies naturelles ou les associations végétales herbacées, la tendance est différente. Le premier constat est la disparition pour 2050 des aires capables de fournir toutes les conditions auxquelles ces expressions sont adaptées. Cependant pour 2100, les changements climatiques provoqueraient que l'ensemble des conditions de référence soit présent mais de façon très contractée et fragmentée. Le deuxième constat est une augmentation généralisée des conditions favorables entre 2050 et 2100. Enfin il est aussi possible de constater que les possibilités d'adaptation des expressions écosystémiques seront plus élevées pour 2100 que pour 2050. Les changements pourront également modifier la configuration spatiale et la distribution des prairies naturelles et des associations herbacées par rapport à leurs configurations actuelles vers la fin du siècle.



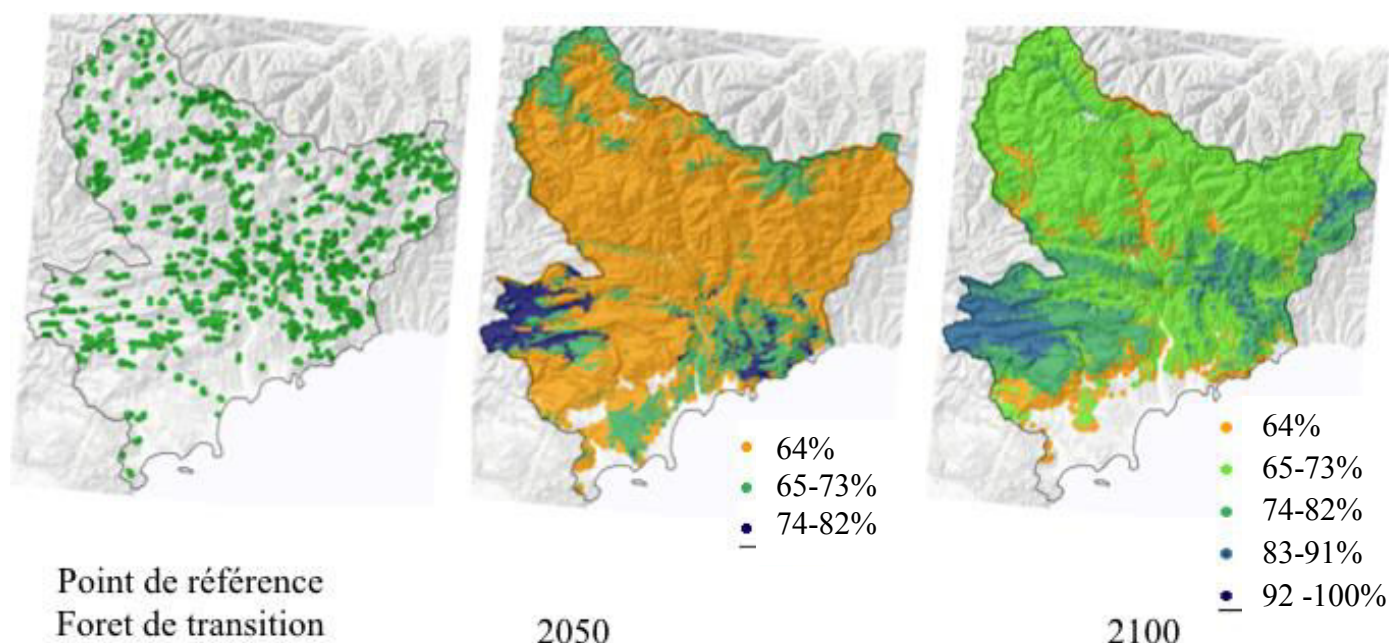
Graphique 105 : Distribution potentielle des conditions écologiques des forêts de feuillus

La forêt de feuillus sera également obligée de s'adapter aux nouvelles conditions pour survivre au changement climatique. Le premier constat de ce scénario est qu'en 2050 les aires qui réunissent toutes les conditions optimales auxquelles sont adaptées les expressions écosystémiques de la forêt de feuillus, sont plus limitées en termes de surface et sont plus discontinues qu'en 2100. De la même façon que pour le groupe antérieur, le coût d'adaptation est plus important pour 2050 que pour 2100. En même temps il est possible d'observer que les changements pourraient provoquer une transformation de la configuration spatiale des conditions écologiques pour 2050 et 2100 par rapport à la configuration actuelle.



Graphique 106 : Distribution potentielle des conditions écologiques de la végétation sclérophylle

Les conditions écologiques de référence pour la végétation sclérophylle ne seront pas toutes présentes vers la fin du siècle, cependant pour 2100 les conditions seront plus favorables qu'en 2050. Le prix d'adaptation sera donc plus élevé en 2050 que pour 2100, à l'instar des expressions des prairies naturelles et de la forêt de feuillus. Pour ce groupe, les tendances montrent que si certaines expressions écosystémiques sont capables de s'adapter à un niveau de similitude d'entre 73 et 90% par rapport aux conditions de référence, leur expansion sera potentiellement significative, ce qui pourrait modifier la configuration du paysage de façon profonde par rapport à la configuration actuelle.



Graphique 107 : Distribution potentielle des conditions écologiques de la forêt de transition

Les conditions écologiques de référence pour les expressions écosystémiques de la forêt de transition ont également tendance à se contracter. Les expressions capables de s'adapter aux niveaux de similitude globale entre 73 et 82% vers la fin du siècle par rapport aux conditions de référence pourraient connaître une expansion potentiellement significative, ce qui pourrait modifier la configuration du paysage de façon profonde par rapport à la configuration actuelle. Les expressions qui ne sont pas capables de s'adapter aux changements pourront disparaître car les zones réunissant la totalité des conditions écologiques de référence auront presque disparu, à cause du changement climatique.

Les résultats montrés et décrits dans les pages antérieures, ont mis en évidence que le changement climatique aura un effet potentiel sur l'ensemble des conditions écologiques responsables du maintien des écosystèmes et de la biodiversité. A plusieurs reprises, il a été souligné qu'il existe des incertitudes incontournables dans le modèle et que le modèle en lui-même est le reflet d'un état de réflexion et de connaissances concernant les méthodes et démarches relatives aux impacts du changement climatique. Un autre facteur d'incertitude est évidemment le fait qu'il est impossible de vérifier une projection future (Bachelet, 2013). Néanmoins, les résultats et la méthode sont considérés comme une base d'étude très intéressante et surtout très utile pour la mise en oeuvre de politiques de conservation prenant en compte la dynamique des écosystèmes en réponse au changement climatique.

En termes scientifiques la méthode est intéressante car elle est reproductible dans d'autres territoires ayant des conditions écologiques particulières, mais aussi car il est possible d'utiliser différentes sources de données et différentes échelles spatiales sans limiter son application à une source ou groupe des données spécifique.

A partir des résultats obtenus, **l'intérêt est d'estimer de façon ponctuelle les impacts du changement climatique sur la diversité des expressions écosystémiques**. Dans les pages suivantes sera menée à bien l'évaluation des impacts spécifiques sur la diversité des expressions écosystémiques, et postérieurement la proposition d'un plan de conservation prenant en compte les impacts de la transformation du paysage due à l'artificialisation et au changement climatique.

4. Impacts du changement climatique sur la biodiversité des Alpes-Maritimes

L'évaluation et le calcul de la distribution potentielle des expressions écosystémiques à partir de la modélisation des conditions écologiques ont permis de comprendre de façon générale que les possibilités d'une transformation du paysage à cause du changement climatique vers la fin du XXI^{ème} siècle sont considérables.

Ces résultats nous permettent de formuler une autre hypothèse :

Hypothèse 6 : La diversité des expressions écosystémiques et du paysage des Alpes-Maritimes sera affectée et réduite vers la fin du XXI^{ème} siècle comme conséquence du changement climatique.

Pour confirmer cette hypothèse, il faudrait faire une évaluation des impacts à partir des unités du paysage en utilisant les distributions potentielles des expressions écosystémiques qui sont le résultat de l'étape antérieure et qui sont déjà décrites et interprétés. Pour gérer l'incertitude du modèle, qui a déjà été expliquée et assumée, la procédure d'intégration des unités du paysage sera faite en intégrant les localités ayant une valeur de pondération spatiale supérieures à 8/11 (ou dont le degré de similitude entre le point de référence et le scénario de transformation climatique est supérieur à 72%). Une valeur de 8/11 représenterait un scénario de pression adaptation avec une transformation et un coût d'adaptation importants pour l'expression écosystémique. Une valeur de 9/10 ou 10/11 représenterait un scénario de pression sélection, où le coût d'adaptation est modéré à relativement bas ; il se présenterait alors plutôt un phénomène de sélection des endroits ayant des conditions plus proches de l'état de référence qu'un phénomène de migration substantielle. Enfin, une valeur 11/11 représenterait un état de stabilité ou bien sans changements visibles. Les autres possibilités et valeurs de pondération seront exclues de l'analyse car les niveaux d'incertitude sont très élevés, comme cela a été démontré et justifié dans les pages précédentes.

A continuation, seront présentés deux groupes de scénarios d'évaluation de la diversité écosystémique potentielle en tenant compte du changement climatique :

Scénario 1 : Scénario 2050 et 2100 à forte adaptation. Représente toutes les unités du paysage qui ont une similitude globale minimale entre la valeur de pondération spatiale et leurs conditions écologiques de référence de 73%.

Scénario 2 : Scénario 2050 et 2100 d'adaptation modérée. Représente toutes les unités du paysage qui ont une similitude globale entre la valeur de pondération spatiale et leurs conditions écologiques de référence de 82 à 91%.

Scénario 1: forte adaptation pour les différentes unités du paysage

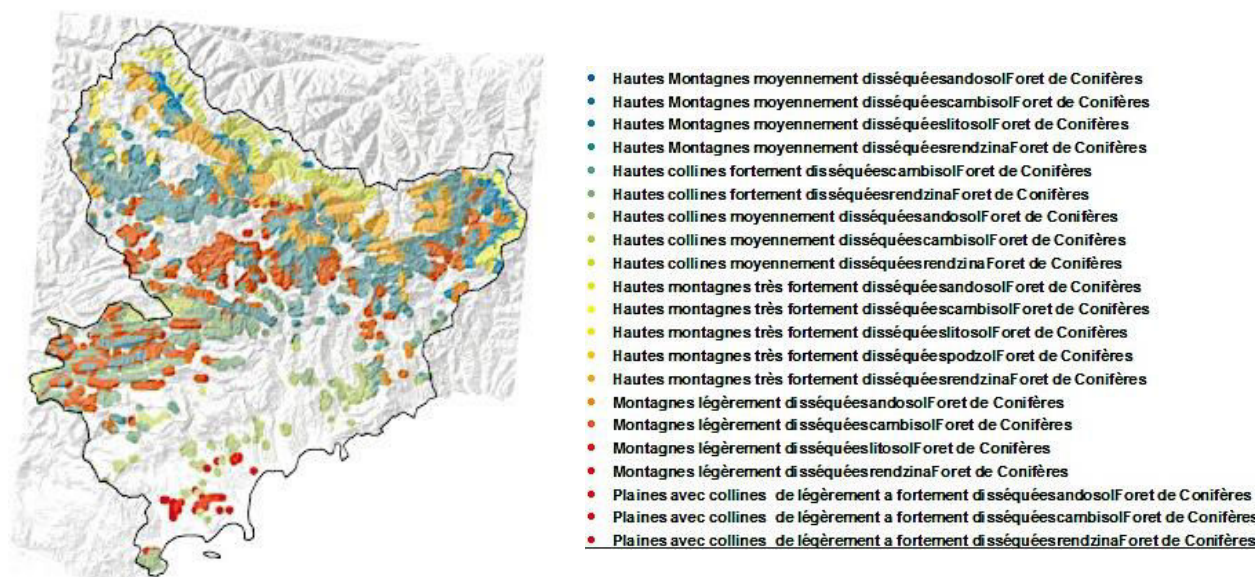
Le scénario 1 présente une description des possibles transformations subies par chacune des unités du paysage dans un contexte d'adaptation profonde au changement climatique. Dans ce scénario, les conditions écologiques ont subi une transformation de l'ordre de 18 à 27% par rapport aux conditions de référence. La question à laquelle il faut répondre est la suivante:

Quel est le niveau de perte de diversité écosystémique dans un contexte de forte adaptation au changement climatique ?

Pour répondre à la question sera comparé le niveau de diversité écosystémique en considération du changement climatique en 2050 et 2100 avec le niveau de référence de 2011. Cette comparaison sera faite pour chaque groupe d'unités du paysage, à savoir la forêt de conifères, la forêt mixte, la forêt de transition, la prairie naturelle, la végétation sclérophylle et la forêt de feuillus.

Tableau 45 : Evolution des expressions écosystémiques de la forêt de conifères en fonction du changement climatique selon le scénario 1

	Variété des expressions de la forêt de conifères 2011 Référence	Variété des expressions de la forêt de conifères 2050 Scénario 1	Variété des expressions de la forêt de conifères 2100 Scénario 1
Nombre d'expressions	21	15	16



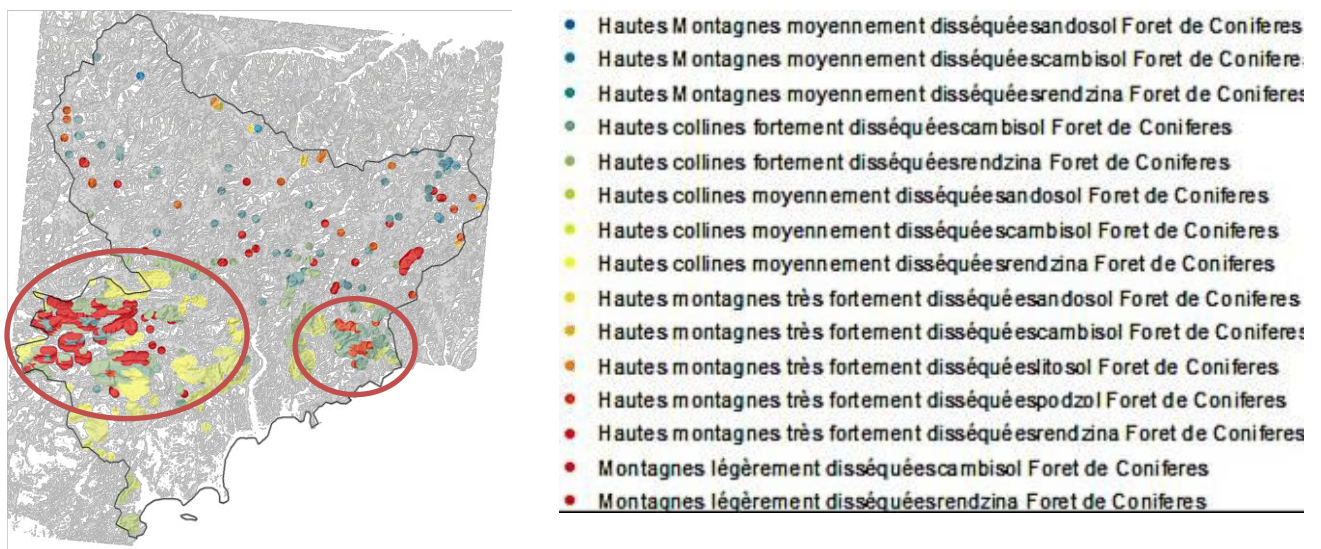
Graphique 108 : Variété et distribution des expressions de référence (2011) de la forêt de conifères

L'image montre la distribution de référence des différentes expressions écosystémiques de la forêt de conifères en 2011. Ces expressions ont déjà été décrites de façon précise et détaillée dans les pages précédentes

Selon les prévisions du scénario à forte adaptation, les expressions écosystémiques de la forêt de conifères seront notablement affectées puisqu'il y aura une diminution de ces expressions. Cette diminution sera plus importante en 2050 étant donné qu'il n'y aura plus que 15 expressions écosystémiques. Pour 2100, il est possible qu'il y ait une légère augmentation des expressions par rapport à 2050 : de 15 expressions en 2050, elles passeraient à 16 en 2100.

Dans le scénario 1, les expressions qui ne trouveront pas, en 2050, les conditions auxquelles elles sont adaptées selon le climat actuel, sont les suivantes:

- Forêt de conifères de hautes montagnes moyennement disséquées sur sol lithosol
- Forêt de conifères de montagnes légèrement disséquées sur sol andosol
- Forêt de conifères de montagnes légèrement disséquées sur sol lithosol
- Forêt de conifères de plaines avec collines de légèrement à fortement disséquées sur sol andosol
- Forêt de conifères de plaines avec collines de légèrement à fortement disséquées sur sol cambisol
- Forêt de conifères de plaines avec collines de légèrement à fortement disséquées sur sol rendzine

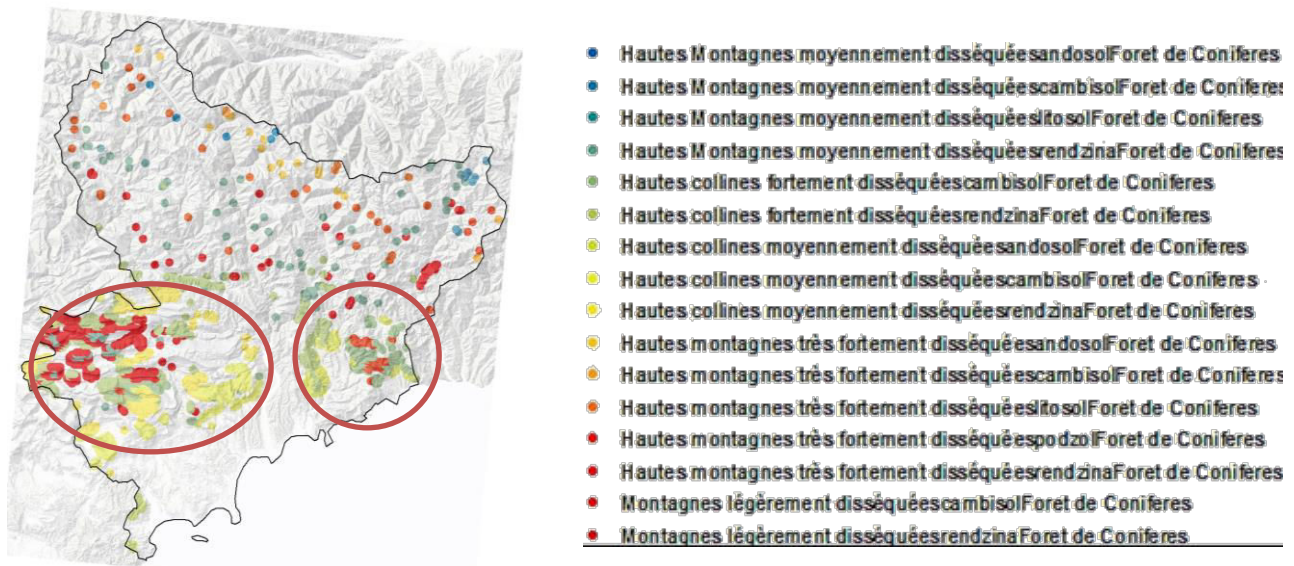


Graphique 109 : Variété et distribution des expressions de la forêt de conifères en 2050 selon le scénario 1

Selon le scénario 1, pour 2050, les niveaux de changement pourront provoquer une perte de 28.57% des variétés des expressions de la forêt de conifères par rapport à 2011. Il est possible d'apprécier sur la carte que ces expressions écosystémiques se présentent avec plus d'abondance et de représentativité sur la portion centre-ouest du département. Une deuxième zone de répartition des expressions décrites se trouve dans la portion sud-est du département. D'autres manifestations spatiales de ces expressions se présentent vers le haut pays, mais de façon plus isolée et fragmentée.

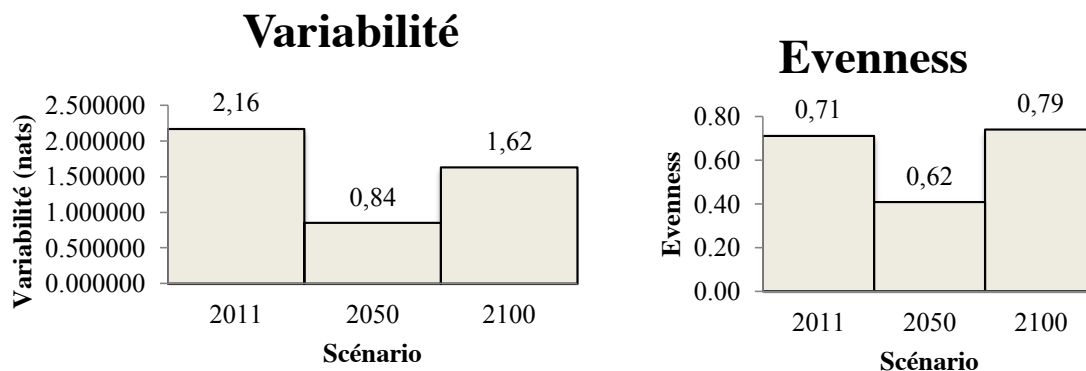
Toujours selon le scénario 1, les expressions qui ne trouveront pas, en 2100, les conditions auxquelles elles sont adaptées selon le climat actuel, sont les suivantes:

- Forêt de conifères de hautes montagnes moyennement disséquées sur sol lithosol
- Forêt de conifères de montagnes légèrement disséquées sur sol andosol
- Forêt de conifères de plaines avec collines de légèrement à fortement disséquées sur sol andosol
- Forêt de conifères de plaines avec collines de légèrement à fortement disséquées sur sol cambisol
- Forêt de conifères de plaines avec colline de légèrement à fortement disséquées sur sol rendzine



Graphique 110 : Variété et distribution des expressions de la forêt de conifères en 2100 selon le scénario 1

Selon le scénario 1, pour 2100, les niveaux de changement pourront provoquer une perte de 23.8% des variétés des expressions de la forêt de conifères par rapport à 2011. Il est possible de constater une légère augmentation des possibilités d'adaptation pour ces expressions par rapport à 2050. Il est possible d'apprécier sur la carte que ces expressions écosystémiques se présentent avec plus d'abondance et de représentativité sur la portion centre-ouest du département. La deuxième zone de répartition des expressions décrites est la portion sud-est du département. D'autres manifestations spatiales de ces expressions se présentent vers le haut pays, mais de façon plus isolée et fragmentée.



Graphique 111 : Evolution de la variabilité des expressions de la forêt de conifères selon le scénario 1

Les résultats de l'analyse de l'évolution de la variabilité des expressions de la forêt de conifères selon le scénario 1 montrent l'influence du changement environnemental sur la biodiversité. En effet, la biodiversité est le résultat de l'organisation et de la complexité ; plus le niveau de relations d'un système est complexe, plus le système est diversifié.

Mais pour avoir un niveau de relations complexes, il est impératif que chaque composant en interaction soit extrêmement adapté à une condition particulière et spécifique qui lui confiera une caractéristique de différenciation par rapport aux autres composants. Pour Margalef, (1968 ; 1993) l'adaptation (accumulation d'information), n'est pas gratuite car elle dépend d'un échange d'énergie, et l'échange d'énergie provoque une augmentation de l'entropie et par conséquent diminue la néguentropie du système. D'autre part, les systèmes évolutifs sont capables de s'autoréguler à partir de la sélection de leurs caractères plus effectifs pour la création de redondance avec le milieu.

C'est en fonction de ces deux arguments qu'il est possible d'interpréter qu'étant donné que le prix d'adaptation serait plus élevé en 2050, le niveau de variabilité serait plus bas pour cette période. En effet les capacités d'adaptation sont limitées pour ces expressions écosystémiques et certaines d'entre elles doivent payer le prix de l'adaptation en limitant leurs abondances proportionnelles, ce qui produirait des asymétries et une disproportion dans la répartition spatiale des expressions écosystémiques. Pour 2100 les conditions seraient plus favorables; par conséquent les possibilités d'adaptation seraient plus généralisées pour l'ensemble des expressions écosystémiques, ce qui permettrait un moins d'asymétrie et plus de variabilité. Pour 2100 il y aura même une augmentation de la variabilité par rapport à 2011 en conséquence de la disparition de certaines expressions écosystémiques soit très abondantes, ou soit très peu abondantes. Cette augmentation ne doit pas être comprise comme une augmentation de la diversité mais comme une augmentation de la variabilité (comme cela a déjà été évoqué auparavant, il s'agit de deux phénomènes distincts) et il faut bien comprendre que cela signifie simplement que les expressions seront moins variées qu'en 2011, mais il y aura légèrement moins de dominance entre les expressions qui restent.

Scénario 2: adaptation modérée pour les différentes unités du paysage

Le scénario 2 présente les caractéristiques de l'évolution des expressions écosystémiques dans un contexte d'adaptation modérée (pression sélection). Dans ce scénario, les conditions écologiques ont subi une transformation de 82 à 91%. La question à laquelle il faut répondre est la suivante:

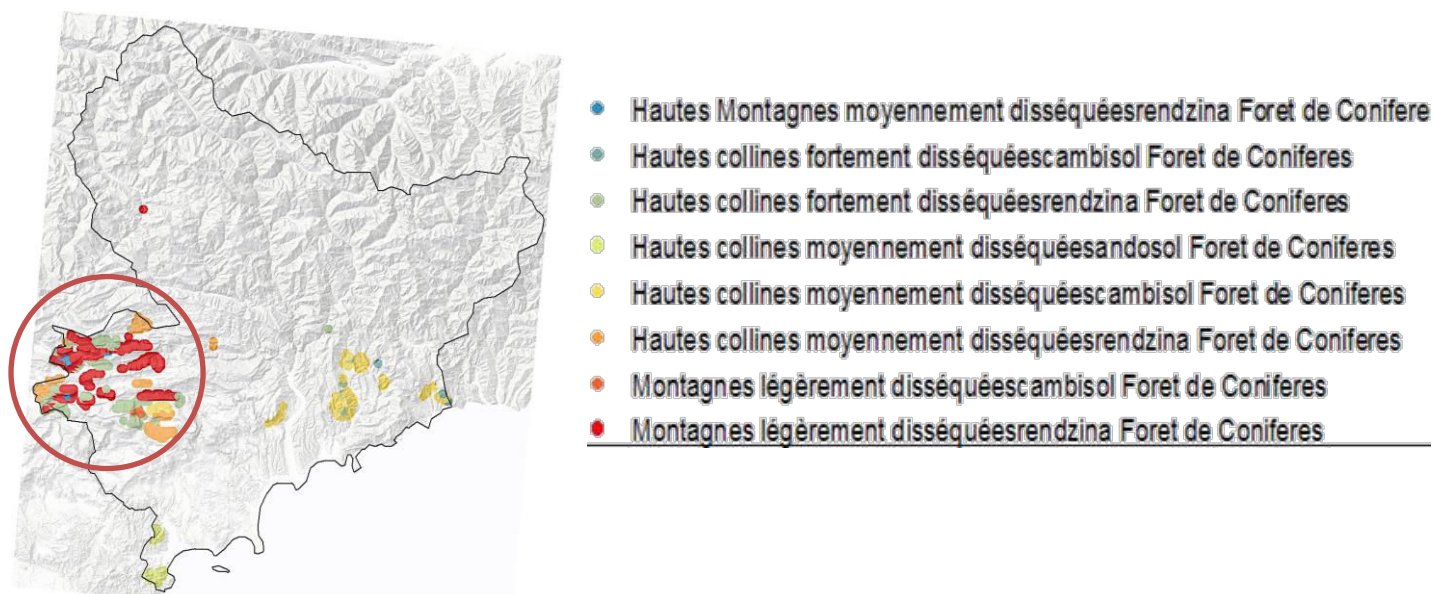
Quel est le niveau de perte de diversité écosystémique dans un contexte d'adaptation modéré au changement climatique ?

Forêt de conifères :

Tableau 46 : Evolution des expressions écosystémiques de la forêt de conifères en fonction du changement climatique selon le scénario 2

	Variété des expressions de la forêt de conifères 2011 Référence	Variété des expressions de la forêt de conifères 2050 Scénario 2	Variété des expressions de la forêt de conifères 2100 Scénario 2
Nombre d'expressions	21	8	9

Selon les prévisions du scénario d'adaptation modérée, les expressions écosystémiques de la forêt de conifères diminueront de façon notable. Cette diminution sera plus importante en 2050 étant donné qu'il n'y aura plus que 8 expressions écosystémiques. Pour 2100, il est possible qu'il y ait une légère augmentation des expressions par rapport à 2050 : de 8 expressions en 2050, elles passeraient à 9 en 2100.



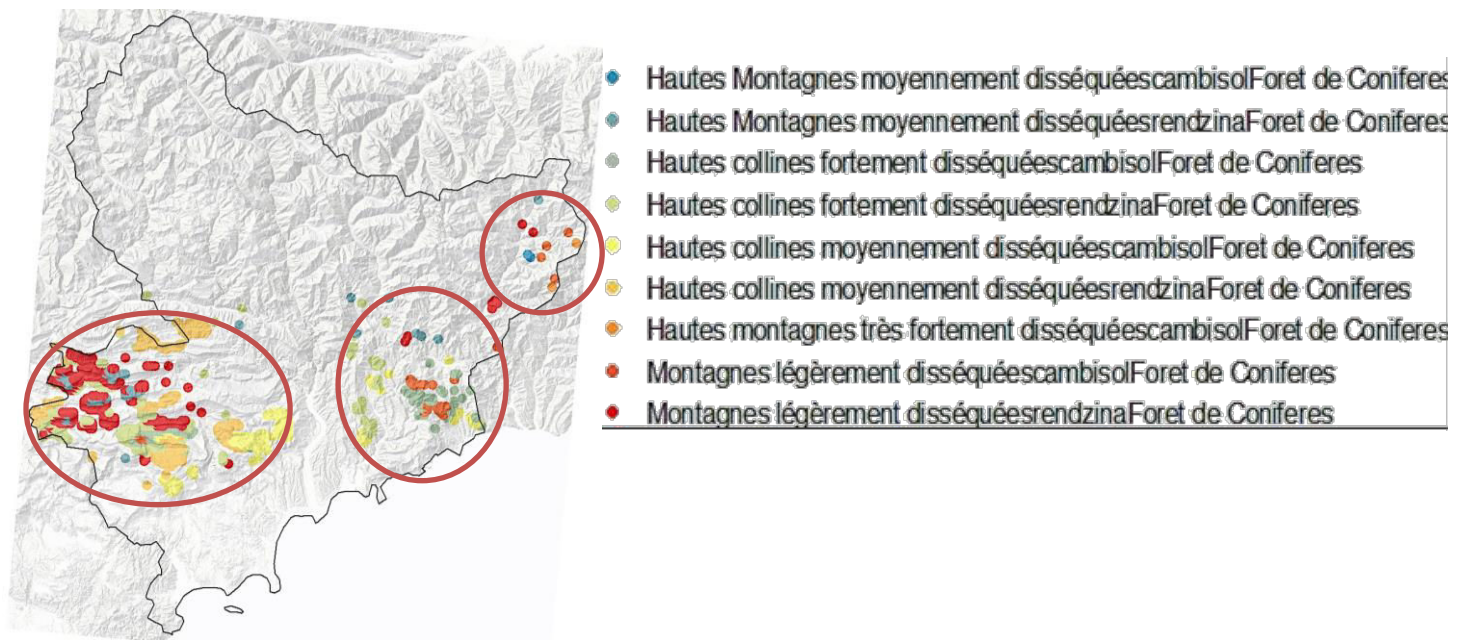
Graphique 112 : Variété et distribution des expressions de la forêt de conifères en 2050 selon le scénario 2

Selon le scénario 2, pour 2050, les niveaux de changement pourront provoquer une perte de 59.09% des variétés des expressions de la forêt de conifères par rapport à 2011. Il est possible d'apprécier sur la carte que ces expressions écosystémiques se présentent avec plus d'abondance et de représentativité sur la portion centre-ouest du département.

Dans le scénario 2, les expressions qui ne trouveront pas, en 2050, les conditions auxquelles elles sont adaptées selon le climat actuel, sont les suivantes:

- Forêt de conifères de hautes montagnes moyennement disséquées sur sol andosol
- Forêt de conifères de hautes montagnes moyennement disséquées sur sol cambisol
- Forêt de conifères de hautes montagnes moyennement disséquées sur sol lithosol
- Forêt de conifères de hautes montagnes très fortement disséquées sur sol andosol
- Forêt de conifères de hautes montagnes très fortement disséquées sur sol cambisol
- Forêt de conifères de hautes montagnes très fortement disséquées sur sol lithosol
- Forêt de conifères de hautes montagnes très fortement disséquées sur sol podzol
- Forêt de conifères de hautes montagnes très fortement disséquées sur sol rendzine
- Forêt de conifères de montagnes légèrement disséquées sur sol andosol
- Forêt de conifères de montagnes légèrement disséquées sur sol lithosol
- Forêt de conifères de plaines avec collines de légèrement à fortement disséquées sur sol andosol
- Forêt de conifères de plaines avec collines de légèrement à fortement disséquées sur sol cambisol
- Forêt de conifères de plaines avec colline de légèrement à fortement disséquées sur sol rendzine

Toujours selon le scénario 2, pour 2100 les niveaux de changement pourront provoquer une perte de variété de 54.54% des expressions de la forêt de conifères par rapport à 2011.

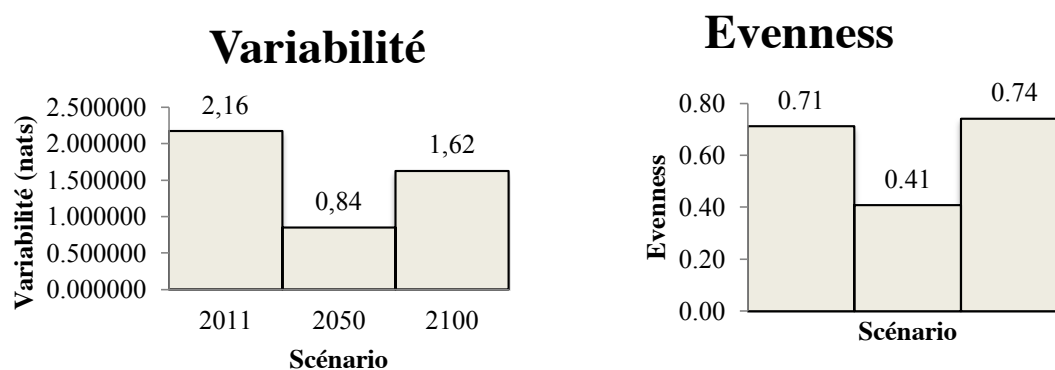


Graphique 113 : Variété et distribution des expressions de la forêt de conifères en 2100 selon le scénario 2

Dans le scénario 2, pour 2100, il est possible d'apprécier sur la carte que les expressions écosystémiques sont distribuées principalement sur trois zones. La première se trouve dans la portion centre-ouest du département, la deuxième dans la portion sud-est du département, mais avec moins de représentativité. Enfin la troisième zone se trouve vers le nord-est du haut pays, où les expressions sont plus isolées et plus fragmentées.

Dans le scénario 2, les expressions qui ne trouveront pas, en 2100, les conditions auxquelles elles sont adaptées selon le climat actuel, sont les suivantes:

- Forêt de conifères de hautes collines moyennement disséquées sur sol andosol
- Forêt de conifères de hautes montagnes moyennement disséquées sur sol andosol
- Forêt de conifères de hautes montagnes moyennement disséquées sur sol lithosol
- Forêt de conifères de hautes montagnes très fortement disséquées sur sol andosol
- Forêt de conifères de hautes montagnes très fortement disséquées sur sol lithosol
- Forêt de conifères de hautes montagnes très fortement disséquées sur sol podzol
- Forêt de conifères de hautes montagnes très fortement disséquées sur sol rendzine
- Forêt de conifères de montagnes légèrement disséquées sur sol andosol
- Forêt de conifères de montagnes légèrement disséquées sur sol lithosol
- Forêt de conifères de plaines avec collines de légèrement à fortement disséquées sur sol andosol
- Forêt de conifères de plaines avec collines de légèrement à fortement disséquées sur sol cambisol
- Forêt de conifères de plaines avec colline de légèrement à fortement disséquées sur sol rendzine



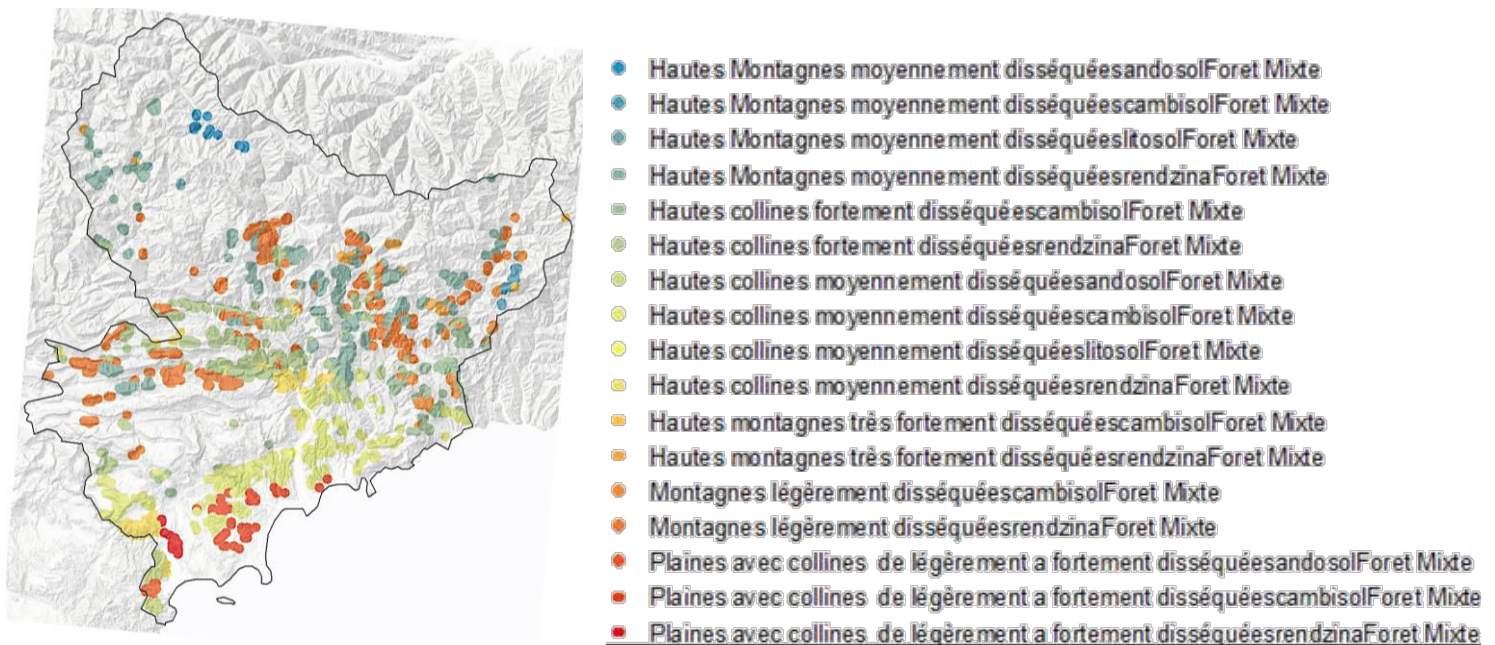
Graphique 114 : Evolution de la variabilité des expressions de la forêt de conifères selon le scénario 2

Les résultats sur l'évolution de la variabilité des expressions écosystémiques de la forêt de conifères selon le scénario d'adaptation modérée montrent qu'en raison d'une adaptation très limitée, certaines expressions ne seront pas très représentatives en termes d'abondance proportionnelle par rapport à d'autres qui seront relativement plus capables de s'adapter, surtout pour 2050. Cette asymétrie entre les expressions écosystémiques met en évidence un effet de dominance de certaines expressions, ce qui provoque une diminution de la variabilité. Pour 2100, il y aura plus de variété et de proportionnalité qu'en 2050 car les conditions écologiques seront plus favorables que pour 2050 pour l'ensemble des expressions. A ce moment précis, il convient de préciser que l'index d'evenness n'est pas totalement indépendant du nombre d'expressions, étant donné qu'il est légèrement sensible à la variété d'expressions et par conséquent cet index est modifié par les changements (varie en fonction) en la richesse ; il est cependant extrêmement sensible à l'inclusion ou aux changements subis par les espèces ou catégories rares (très peu abondantes).

Forêt mixte (scénario 1)

Tableau 47 : Evolution des expressions écosystémiques de la forêt mixte en fonction du changement climatique selon 1

	Variété des expressions de la forêt mixte 2011 Référence	Variété des expressions de la forêt mixte 2050 Scénario 1	Variété des expressions de la forêt mixte 2100 Scénario 1
Nombre d'expressions	17	12	10



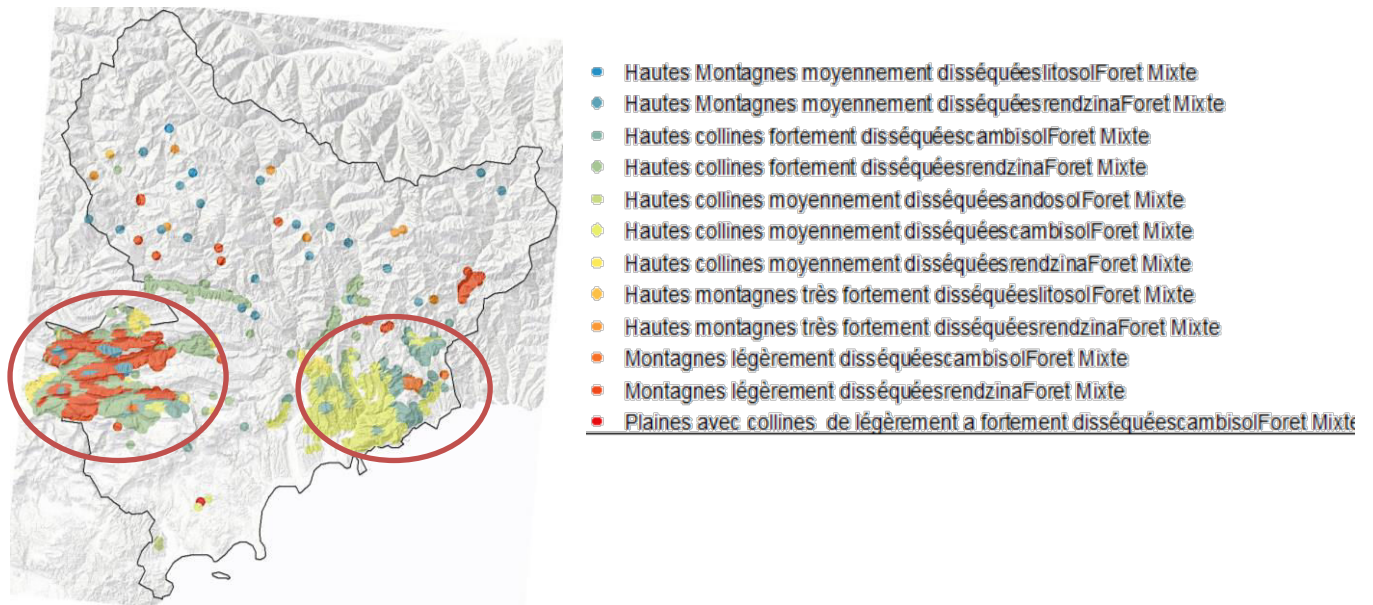
Graphique 115 : Variété et distribution de référence des expressions de la forêt mixte en 2011

Le graphique montre la distribution de référence des différentes expressions écosystémiques de la forêt de mixte en 2011.

Selon les prévisions du scénario à forte adaptation, les expressions écosystémiques de la forêt mixte seront affectées puisqu'il y aura une diminution de ces expressions. En 2050 il n'y aura plus que 12 expressions écosystémiques et en 2100, il n'y en aura plus que 10.

Selon le scénario 1, les expressions qui ne trouveront pas, en 2050, les conditions auxquelles elles sont adaptées selon le climat actuel, sont les suivantes:

- Forêt mixte de hautes collines moyennement disséquées sur sol lithosol
- Forêt mixte de hautes montagnes moyennement disséquées sur sol andosol
- Forêt mixte de hautes montagnes moyennement disséquées sur sol cambisol
- Forêt mixte de plaines avec collines de légèrement à fortement disséquées sur sol andosol
- Forêt mixte de plaines avec collines de légèrement à fortement disséquées sur sol rendzine

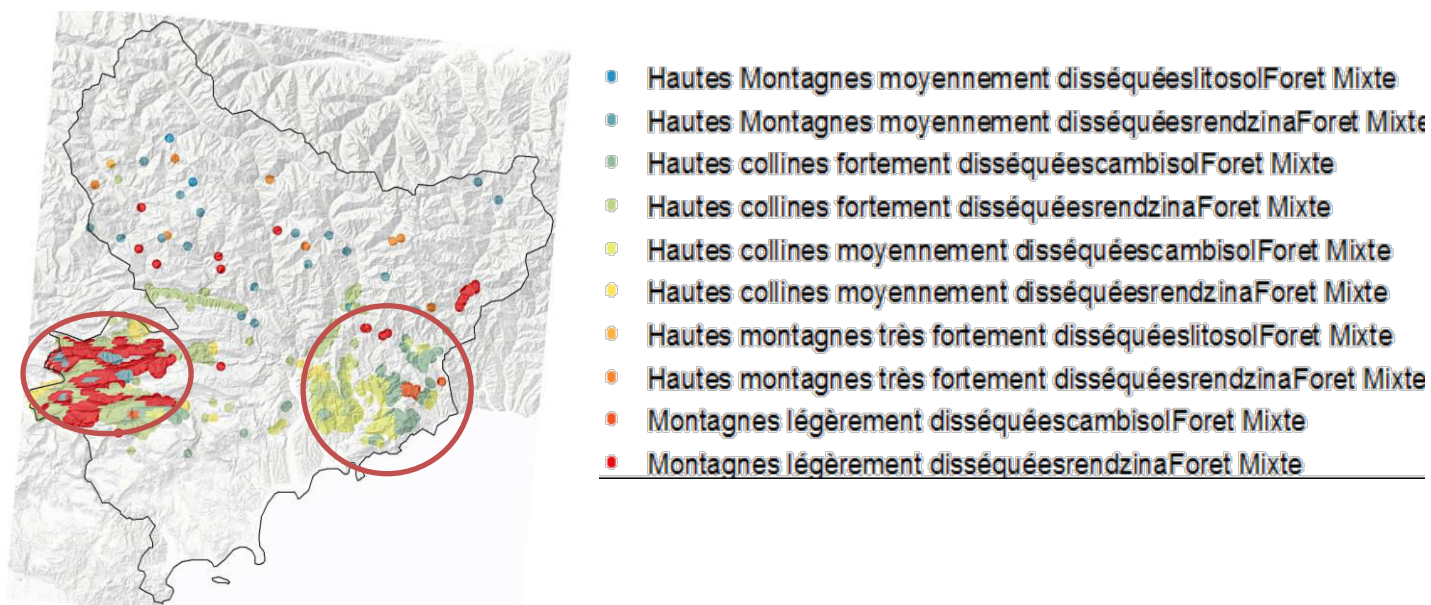


Graphique 116 : Variété et distribution des expressions de la forêt mixte en 2050 selon le scénario 1

Selon le scénario 1, pour 2050 les niveaux de changement pourront provoquer une perte de variété de 29.4% des expressions de la forêt mixte par rapport à 2011. Il est possible d'observer qu'en plus de la contraction de la surface occupée par ce groupe d'expressions écosystémiques et de la diminution de la variabilité écosystémique, les expressions écosystémiques tendent à se concentrer vers deux zones principalement (ouest du moyen pays et nord-est de la bande côtière).

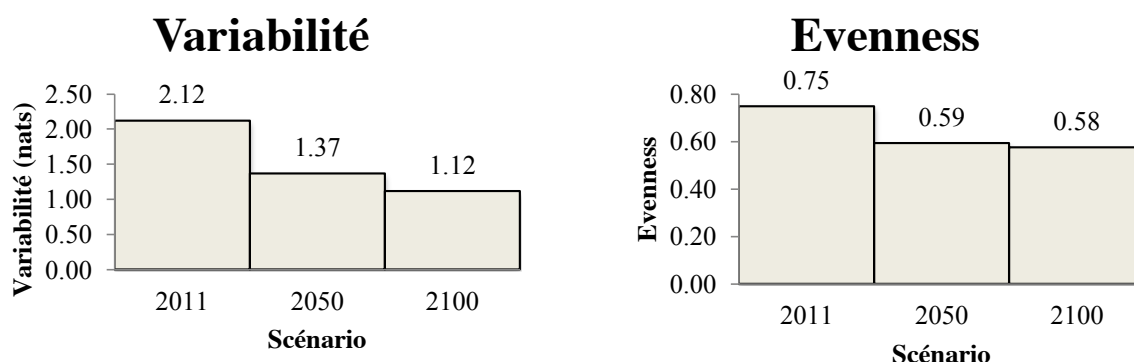
Selon le scénario 1, les expressions qui ne trouveront pas, en 2100, les conditions auxquelles elles sont adaptées selon le climat actuel, sont les suivantes:

- Forêt mixte de hautes collines moyennement disséquées sur sol andosol
- Forêt mixte de hautes collines moyennement disséquées sur sol lithosol
- Forêt mixte de hautes montagnes moyennement disséquées sur sol andosol
- Forêt mixte de hautes montagnes moyennement disséquées sur sol cambisol
- Forêt mixte de hautes montagnes moyennement disséquées sur sol lithosol
- Forêt mixte de plaines avec collines de légèrement à fortement disséquées sur sol andosol
- Forêt mixte de plaines avec collines de légèrement à fortement disséquées sur sol rendzine



Graphique 117 : Variété et distribution des expressions de la forêt mixte en 2100 selon le scénario 1

Selon le scénario 1, pour 2100, les niveaux de changement pourront provoquer une perte de variété de 41.17% des expressions de la forêt mixte par rapport à 2011. Ces expressions écosystémiques tendent à se concentrer vers deux zones principalement (ouest du moyen pays et nord-est de la bande côtière).



Graphique 118 : Evolution de la variabilité des expressions de la forêt mixte selon le scénario 1

Les résultats du scénario 1 montrent une diminution de la variabilité des expressions écosystémiques de la forêt mixte de façon progressive vers la fin du XXI^{ème} siècle. Il est également possible d'observer que l'équi-répartition des expressions sera affectée par les influences du changement climatique étant donné que la grande majorité des expressions sont très peu abondantes (le prix d'adaptation a été très élevé pour la plupart d'entre elles). Cette disproportion dans la répartition des expressions est provoquée par la dominance des expressions les plus aptes à s'adapter.

Forêt mixte (scénario 2)

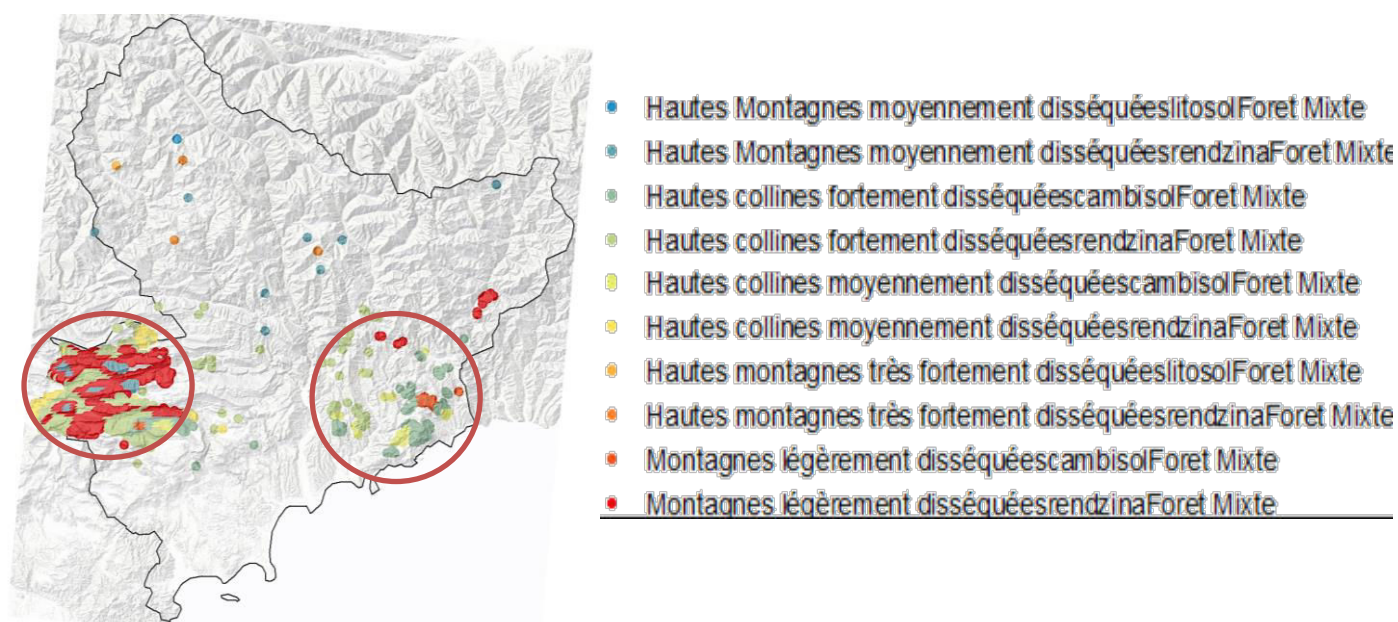
Tableau 48 : Evolution des expressions écosystémiques de la forêt mixte en fonction du changement climatique selon le scénario 2

	Variété des expressions de la forêt mixte 2011 Référence	Variété des expressions de la forêt mixte 2050 Scénario 2	Variété des expressions de la forêt mixte 2100 Scénario 2
Nombre d'expressions	17	10	7

Selon les prévisions du scénario d'adaptation modérée, les expressions écosystémiques de la forêt mixte seront affectées puisqu'il y aura une diminution de ces expressions. En 2050 il n'y aura plus que 10 expressions écosystémiques et en 2100, il n'y en aura plus que 7.

Selon le scénario 2, les expressions qui ne trouveront pas, en 2050, les conditions auxquelles elles sont adaptées selon le climat actuel, sont les suivantes:

- Forêt mixte de hautes collines moyennement disséquées sur sol andosol
- Forêt mixte de hautes collines moyennement disséquées sur sol lithosol
- Forêt mixte de hautes montagnes moyennement disséquées sur sol andosol
- Forêt mixte de hautes montagnes moyennement disséquées sur sol cambisol
- Forêt mixte de plaines avec collines de légèrement à fortement disséquées sur sol andosol
- Forêt mixte de plaines avec collines de légèrement à fortement disséquées sur sol cambisol
- Forêt mixte de plaines avec collines de légèrement à fortement disséquées sur sol rendzine

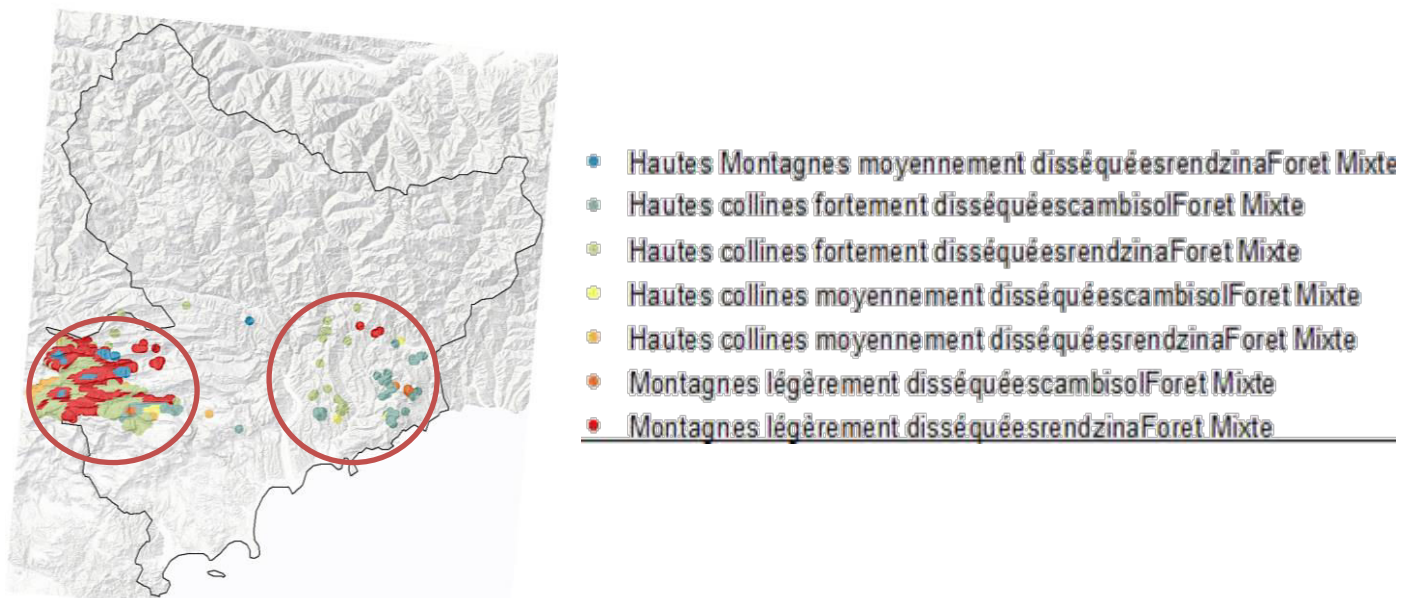


Graphique 119 : Variété et distribution des expressions de la forêt mixte en 2050 selon le scénario 2

Selon le scénario 2, pour 2050, les niveaux de changement pourront provoquer une perte potentielle de variété de 41.17% des expressions de la forêt mixte par rapport à 2011. Il est possible d'apprécier sur la carte que ces expressions écosystémiques se présentent avec plus d'abondance et de représentativité sur la portion centre-ouest du département. La deuxième zone de répartition des expressions décrites est la portion sud-est du département. D'autres manifestations spatiales de ces expressions se présentent vers le haut pays, mais de façon plus isolée et fragmentée.

Selon le scénario 2, les expressions qui ne trouveront pas, en 2100, les conditions auxquelles elles sont adaptées selon le climat actuel, sont les suivantes:

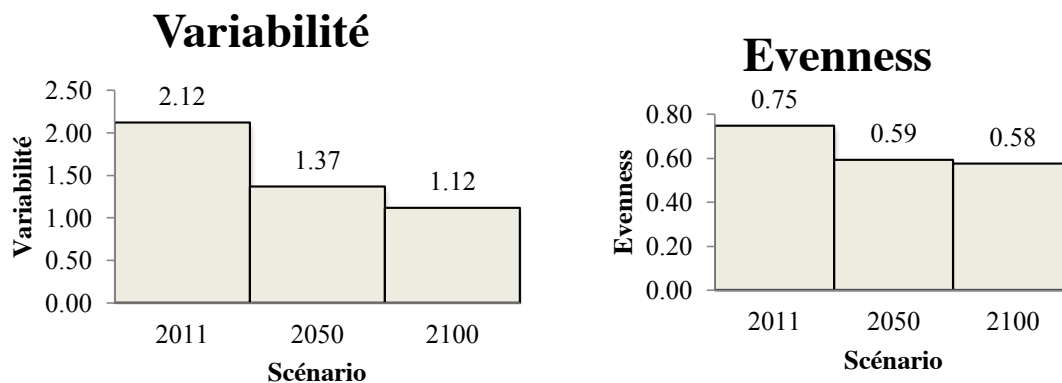
- Forêt mixte de hautes collines moyennement disséquées sur sol andosol
- Forêt mixte de hautes collines moyennement disséquées sur sol lithosol
- Forêt mixte de hautes montagnes moyennement disséquées sur sol andosol
- Forêt mixte de hautes montagnes moyennement disséquées sur sol cambisol
- Forêt mixte de hautes montagnes moyennement disséquées sur sol lithosol
- Forêt mixte de hautes montagnes très fortement disséquées sur sol cambisol
- Forêt mixte de hautes montagnes très fortement disséquées sur sol rendzine
- Forêt mixte de plaines avec collines de légèrement à fortement disséquées sur sol andosol
- Forêt mixte de plaines avec collines de légèrement à fortement disséquées sur sol cambisol
- Forêt mixte de plaines avec collines de légèrement à fortement disséquées sur sol rendzine



Graphique 120 : Variété et distribution des expressions de la forêt mixte en 2100 selon le scénario 2

Selon le scénario 2, pour 2100, les niveaux de changement pourront provoquer une perte potentielle de variété de 58.82% des expressions de la forêt mixte par rapport à 2011.

Il est possible d'apprécier sur la carte que ces expressions écosystémiques se présentent avec plus d'abondance et de représentativité sur la portion centre-ouest du département. Sur la portion sud-est du département, et plus spécifiquement près de la bande littorale, la distribution de ces expressions est plus dispersée et fragmentée.



Graphique 121: Evolution de la variabilité des expressions de la forêt mixte selon le scénario 2

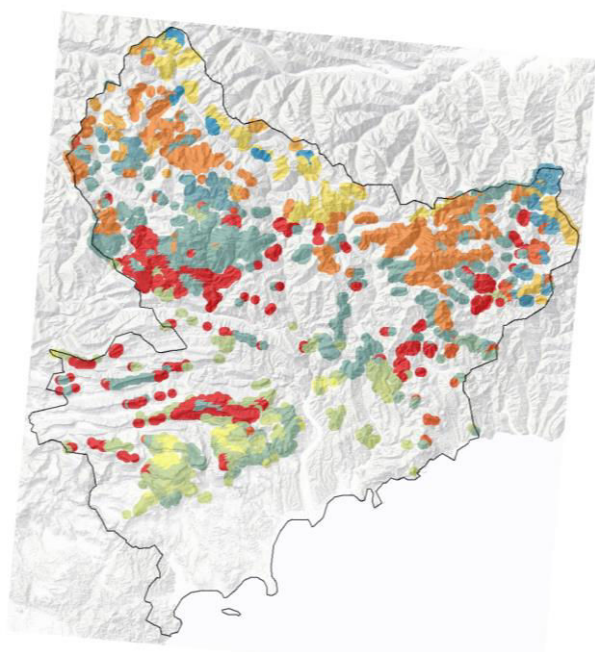
Les résultats du scénario 2 montrent aussi une diminution de la variabilité des expressions écosystémiques de la forêt mixte de façon progressive vers la fin du XXI^{ème} siècle. Il est également possible d'observer que l'équi-répartition des expressions sera affectée par les influences du changement climatique de façon progressive. La diminution de l'équi-répartition met en évidence que l'impact du changement climatique agit de façon plus importante sur certaines expressions que sur d'autres, ce qui provoque des disproportions sur la répartition des expressions écosystémiques de la forêt mixte.

Prairies naturelles et associations végétales herbacées (scénario 1)

Tableau 49 : Evolution des expressions écosystémiques des prairies naturelles et associations végétales herbacées en fonction du changement climatique selon le scénario 1

	Variété des expressions de prairies naturelles et associations végétales herbacées 2011 Référence	Variété des expressions prairies naturelles et associations végétales herbacées 2050 Scénario 1	Variété d'expressions de prairies naturelles et associations végétales herbacées 2100 Scénario 1
Nombre d'expressions	19	15	14

Selon les prévisions du scénario 1, les expressions écosystémiques des prairies naturelles et associations végétales herbacées seront affectées puisqu'il y aura une diminution de ces expressions. De 19 expressions en 2011, elles passeront à 15 en 2050 et à 14 en 2100.



- Hautes Montagnes moyennement disséquées andosol Prairies naturelles
- Hautes Montagnes moyennement disséquées cambisol Prairies naturelles
- Hautes Montagnes moyennement disséquées litosol Prairies naturelles
- Hautes Montagnes moyennement disséquées rendzina Prairies naturelles
- Hautes collines fortement disséquées cambisol Prairies naturelles
- Hautes collines fortement disséquées litosol Prairies naturelles
- Hautes collines fortement disséquées rendzina Prairies naturelles
- Hautes collines moyennement disséquées cambisol Prairies naturelles
- Hautes collines moyennement disséquées litosol Prairies naturelles
- Hautes collines moyennement disséquées rendzina Prairies naturelles
- Hautes montagnes très fortement disséquées andosol Prairies naturelles
- Hautes montagnes très fortement disséquées cambisol Prairies naturelles
- Hautes montagnes très fortement disséquées litosol Prairies naturelles
- Hautes montagnes très fortement disséquées podzol Prairies naturelles
- Hautes montagnes très fortement disséquées rendzina Prairies naturelles
- Montagnes légèrement disséquées andosol Prairies naturelles
- Montagnes légèrement disséquées cambisol Prairies naturelles
- Montagnes légèrement disséquées litosol Prairies naturelles
- Montagnes légèrement disséquées rendzina Prairies naturelles

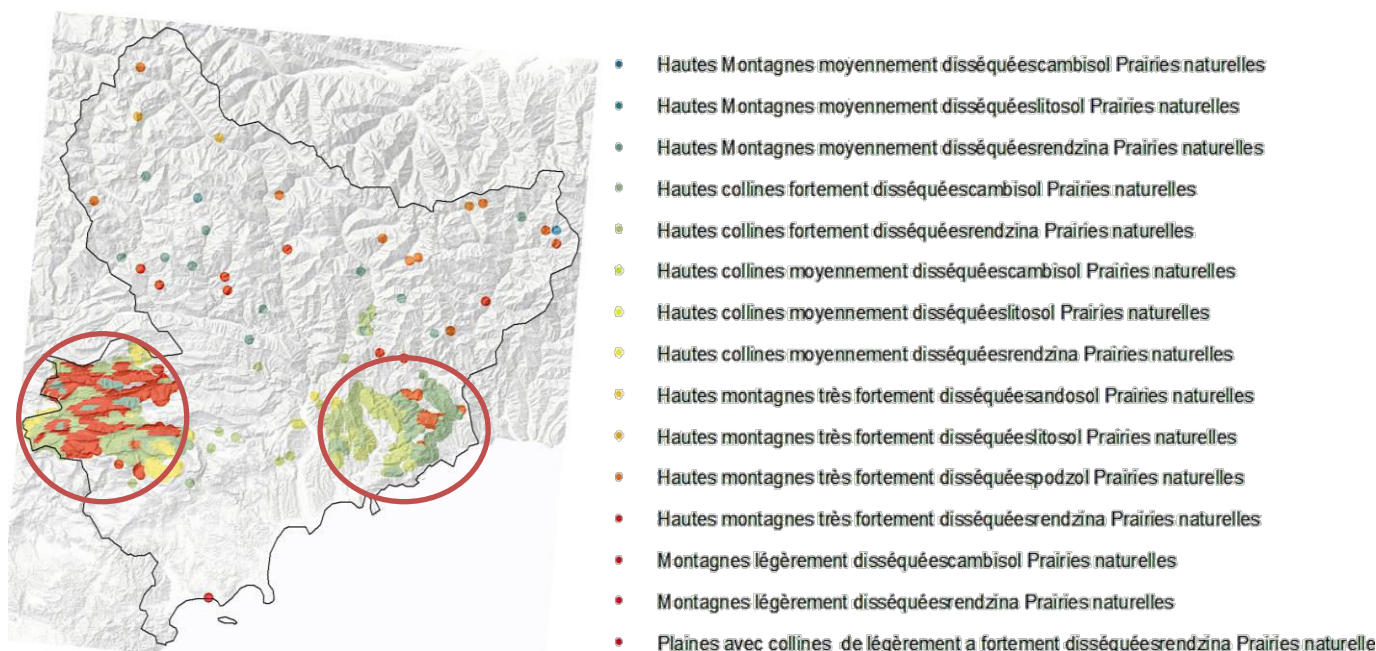
Graphique 122 : Variété et distribution de référence des expressions des prairies naturelles et associations végétales herbacées en 2011

L'image montre la distribution des expressions de prairie naturelle à 2011. Dans l'image, il s'observe une variété de 19 expressions réparties sur le territoire d'étude.

Selon les prévisions du scénario à forte adaptation, les expressions écosystémiques seront affectées en provoquant une diminution de la variété des expressions. Pour 2050, la perte sera de 4 expressions, et de 5 expressions pour 2100.

Selon le scénario 1, les expressions qui ne trouveront pas, en 2050, les conditions auxquelles elles sont adaptées selon le climat actuel, sont les suivantes:

- Prairies naturelles de hautes collines fortement disséquées sur sol lithosol
- Prairies naturelles de hautes montagnes moyennement disséquées sur sol andosol
- Prairies naturelles de hautes montagnes très fortement disséquées sur sol cambisol
- Prairies naturelles de montagnes légèrement disséquées sur sol andosol

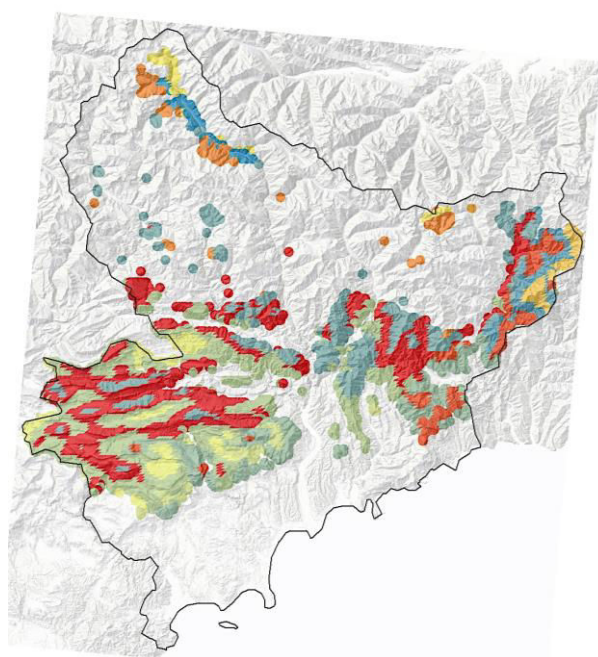


Graphique 123 : Variété et distribution des expressions des prairies naturelles et associations végétales herbacées en 2050 selon le scénario 1

Selon le scénario 1, pour 2050 les niveaux de changement pourront provoquer une perte potentielle de variété de 21.05% des expressions des prairies naturelles par rapport à 2011. Il est possible d'apprécier sur la carte que ces expressions écosystémiques se présentent avec plus d'abondance et de représentativité sur la portion centre-ouest du département. La deuxième zone de répartition des expressions décrites est la portion sud-est du département. D'autres manifestations spatiales de ces expressions se présentent vers le haut pays, mais de façon plus isolée et fragmentée.

Selon le scénario 1, les expressions qui ne trouveront pas, en 2100, les conditions auxquelles elles sont adaptées selon le climat actuel, sont les suivantes:

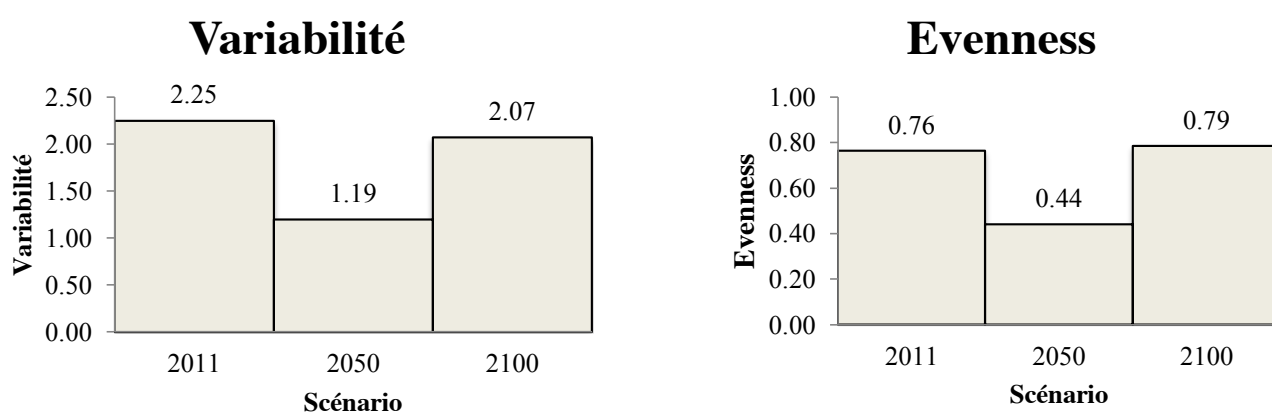
- Prairies naturelles de hautes collines fortement disséquées sur sol lithosol
- Prairies naturelles de hautes collines moyennement disséquées sur sol lithosol
- Prairies naturelles de hautes montagnes moyennement disséquées sur sol lithosol
- Prairies naturelles de hautes montagnes très fortement disséquées sur sol cambisol
- Prairies naturelles de hautes montagnes très fortement disséquées sur sol lithosol



- Hautes Montagnes moyennement disséquéesandosolPrairie naturelle
- Hautes Montagnes moyennement disséquéescambisolPrairie naturelle
- Hautes Montagnes moyennement disséquéesrendzinaPrairie naturelle
- Hautes collines fortement disséquéescambisolPrairie naturelle
- Hautes collines fortement disséquéesrendzinaPrairie naturelle
- Hautes collines moyennement disséquéescambisolPrairie naturelle
- Hautes collines moyennement disséquéesrendzinaPrairie naturelle
- Hautes montagnes très fortement disséquéesandosolPrairie naturelle
- Hautes montagnes très fortement disséquéescambisolPrairie naturelle
- Hautes montagnes très fortement disséquéespodzolPrairie naturelle
- Hautes montagnes très fortement disséquéesrendzinaPrairie naturelle
- Montagnes légèrement disséquéesandosolPrairie naturelle
- Montagnes légèrement disséquéescambisolPrairie naturelle
- Montagnes légèrement disséquéesrendzinaPrairie naturelle

Graphique 124 : Variété et distribution des expressions des prairies naturelles et associations végétales herbacées en 2100 selon le scénario 1

Selon le scénario 1, pour 2100 les niveaux de changement pourront provoquer une perte potentielle de variété de 26.31% des expressions des prairies naturelles par rapport à 2011.



Graphique 125: Evolution de la variabilité des expressions des prairies naturelles selon le scénario 1

Les résultats du scénario 1 montrent la dynamique de la variabilité des expressions écosystémiques des prairies naturelles en fonction du changement climatique. Il est possible d'observer pour 2050 une diminution notable de la variabilité et de l'équité des expressions des prairies naturelles. Cela s'explique par un grand effort d'adaptation de la part des expressions et par conséquent d'une notable augmentation de l'entropie. Il est possible d'observer qu'à part deux ou trois expressions, la plupart sont

très peu abondantes et sont réparties de façon très fragmentée et isolée. Pour 2100 les conditions sont plus favorables qu'en 2050, ce qui permet une meilleure adaptation pour certaines expressions et par conséquent une augmentation de la biomasse de façon plus ou moins généralisée. Mais en même temps il existe une diminution de la variété et de la variabilité à cause de la disparition d'une expression écosystémique. De telle façon que pour 2100 le bilan est une diminution de la variété et de la variabilité, une augmentation de l'équi-répartition des expressions écosystémiques restantes ainsi qu'une modification de la distribution spatiale des expressions par rapport à la distribution de référence.

Prairies naturelles et associations végétales herbacées (scénario 2)

Tableau 50 : Evolution des expressions écosystémiques des prairies naturelles et associations végétales herbacées en fonction du changement climatique selon le scénario 2

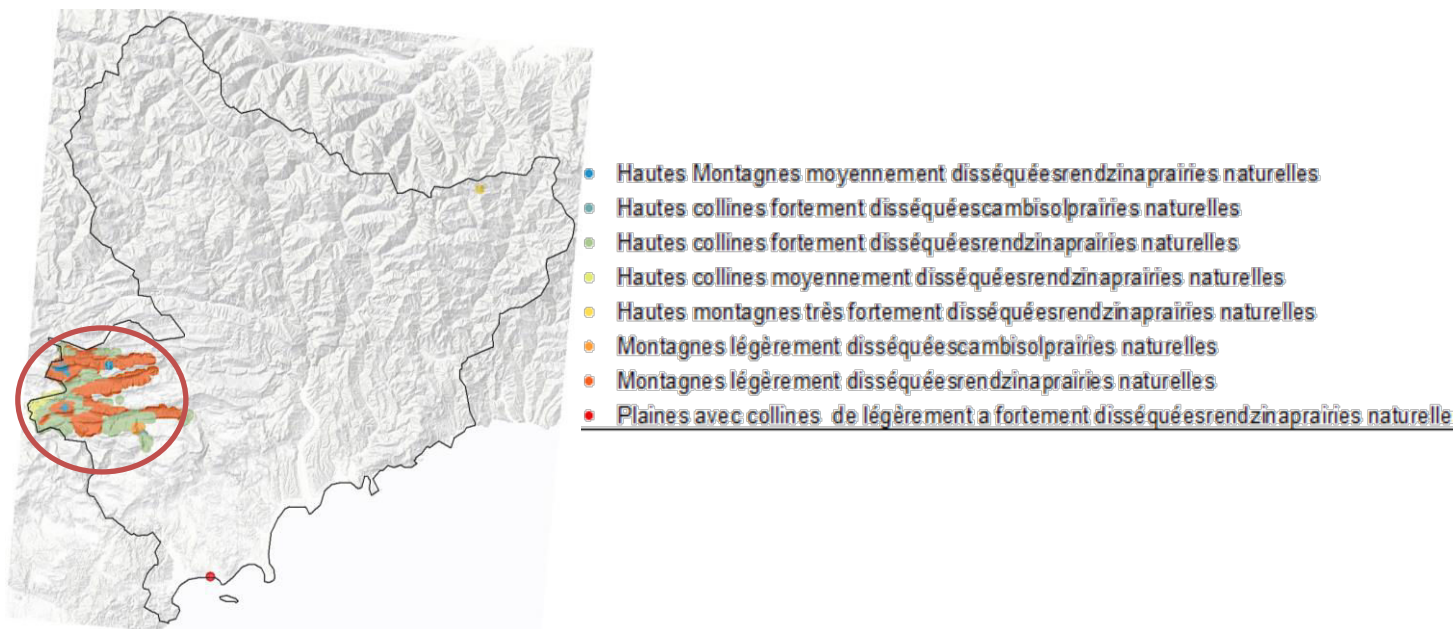
	Variété des expressions des prairies naturelles et associations végétales herbacées 2011 Référence	Variété des expressions des prairies naturelles et associations végétales herbacées 2050 Scénario 1	Variété des expressions des prairies naturelles et associations végétales herbacées 2100 Scénario 1
Nombre d'expressions	19	8	10

Selon les prévisions du scénario 2, les expressions écosystémiques des prairies naturelles et associations végétales herbacées seront affectées puisqu'il y aura une diminution de ces expressions. De 19 expressions en 2011, elles passeront à 8 en 2050 et à 10 en 2100.

Selon le scénario 2, les expressions qui ne trouveront pas, en 2050, les conditions auxquelles elles sont adaptées selon le climat actuel, sont les suivantes:

- Prairies naturelles de hautes collines fortement disséquées sur sol lithosol
- Prairies naturelles de hautes collines moyennement disséquées sur sol cambisol
- Prairies naturelles de hautes collines moyennement disséquées sur sol lithosol
- Prairies naturelles de hautes montagnes moyennement disséquées sur sol andosol
- Prairies naturelles de hautes montagnes moyennement disséquées sur sol cambisol
- Prairies naturelles de hautes montagnes moyennement disséquées sur sol lithosol
- Prairies naturelles de hautes montagnes très fortement disséquées sur sol andosol

- Prairies naturelles de hautes montagnes très fortement disséquées sur sol cambisol
- Prairies naturelles de hautes montagnes très fortement disséquées sur sol lithosol
- Prairies naturelles de hautes montagnes très fortement disséquées sur sol podzol
- Prairies naturelles de montagnes légèrement disséquées sur sol andosol



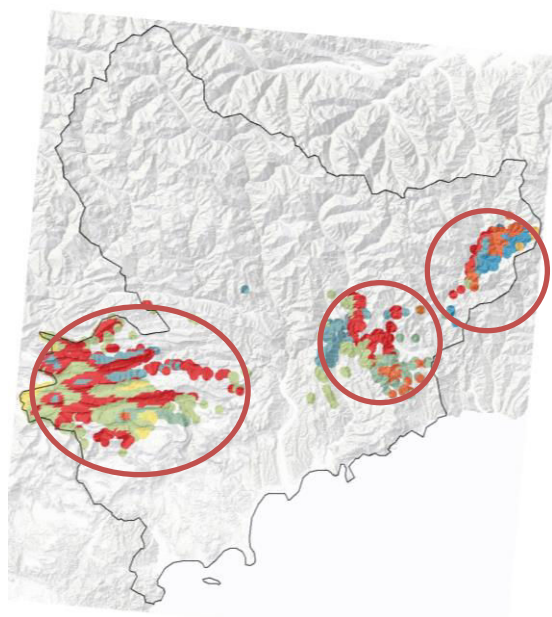
Graphique 126 : Variété et distribution des expressions des prairies naturelles et associations végétales herbacées en 2050 selon le scénario 2

Selon le scénario 2, pour 2050 les niveaux de changement pourront provoquer une perte potentielle de variété de 57.89% des expressions des prairies naturelles par rapport à 2011. Il est possible d'apprécier sur la carte que ces expressions écosystémiques se présentent avec plus d'abondance et de représentativité sur la portion centre-ouest du département.

Selon le scénario 2, les expressions qui ne trouveront pas, en 2100, les conditions auxquelles elles sont adaptées selon le climat actuel, sont les suivantes:

- Prairies naturelles de hautes collines fortement disséquées sur sol lithosol
- Prairies naturelles de hautes collines moyennement disséquées sur sol lithosol
- Prairies naturelles de hautes montagnes moyennement disséquées sur sol andosol
- Prairies naturelles de hautes montagnes moyennement disséquées sur sol lithosol
- Prairies naturelles de hautes montagnes très fortement disséquées sur sol andosol
- Prairies naturelles de hautes montagnes très fortement disséquées sur sol lithosol

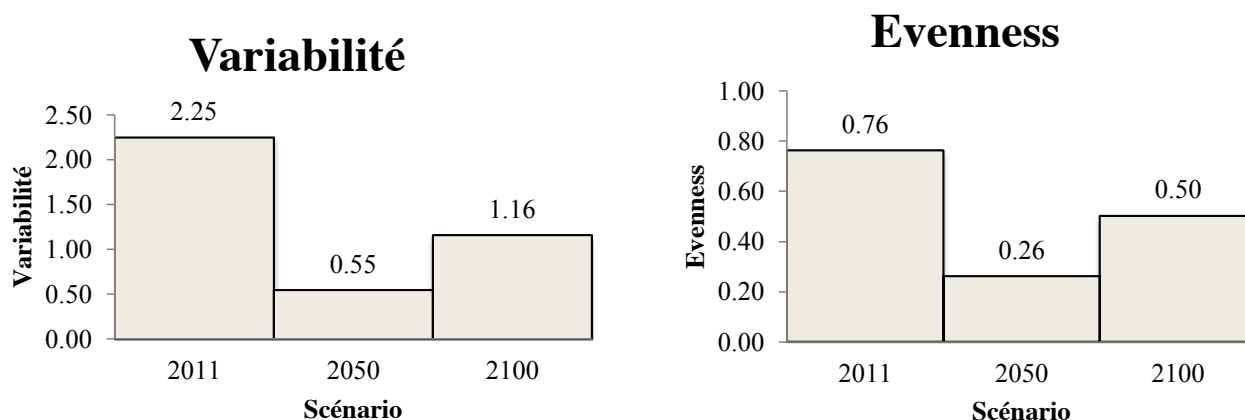
- Prairies naturelles de hautes montagnes très fortement disséquées sur sol podzol
- Prairies naturelles de montagnes légèrement disséquées sur sol andosol
- Prairies naturelles de plaines avec collines de légèrement à fortement disséquées sur sol rendzine



- Hautes Montagnes moyennement disséquées escambisol prairies naturelle
- Hautes Montagnes moyennement disséquées rendzin prairies naturelle
- Hautes collines fortement disséquées escambisol prairies naturelles
- Hautes collines fortement disséquées rendzin prairies naturelles
- Hautes collines moyennement disséquées escambisol prairies naturelles
- Hautes collines moyennement disséquées rendzin prairies naturelles
- Hautes montagnes très fortement disséquées escambisol prairies naturelle
- Hautes montagnes très fortement disséquées rendzin prairies naturelle
- Montagnes légèrement disséquées escambisol prairies naturelles
- Montagnes légèrement disséquées rendzin prairies naturelles

Graphique 127 : Variété et distribution des expressions des prairies naturelles et associations végétales herbacées en 2100 selon le scénario 2

Selon le scénario 2, pour 2100, les niveaux de changement pourront provoquer une perte potentielle de variété de 47.36% des expressions de prairie naturelle par rapport à 2011. Il est possible d'apprécier sur la carte que ces expressions écosystémiques sont distribuées principalement sur trois zones. La première se trouve dans la portion centre-ouest du département, la deuxième dans la portion sud-est du département, mais avec moins de représentativité. Enfin la troisième zone se trouve vers le nord-est du haut pays, où les expressions sont plus isolées et plus fragmentées.



Graphique 128 : Evolution de la variabilité des expressions des prairies naturelles selon le scénario 2

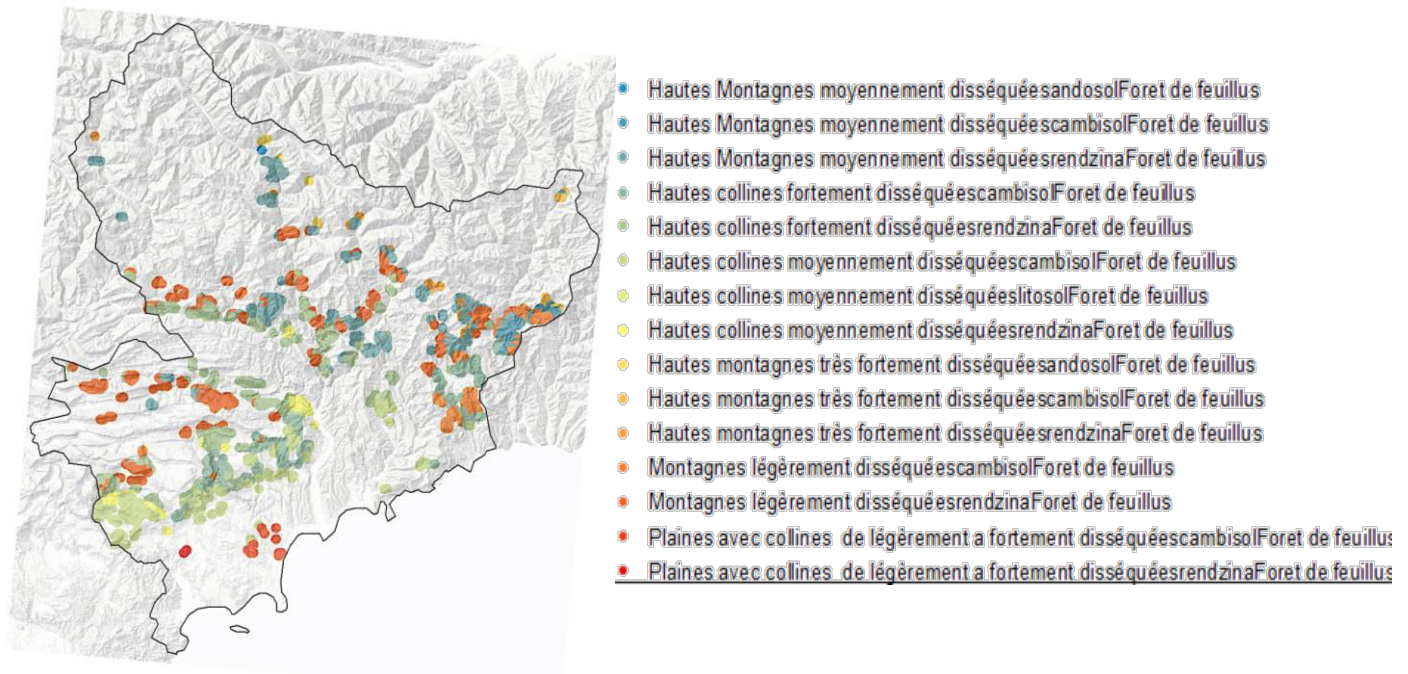
Les résultats du scénario 2 montrent une très forte diminution de la variabilité écosystémique pour 2050 ainsi qu'un effet de dominance très notable comme conséquence du changement climatique plus importante sur certaines expressions que sur d'autres, qui a provoqué une très forte contraction des expressions en général ainsi qu'une considérable modification spatiale par rapport à la distribution de référence. Pour 2100 les résultats montrent une capacité d'adaptation plus importante que pour 2050 qui s'exprime par plus de variété, plus de variabilité, mais également par une équité plus importante des expressions écosystémiques que pour 2050. l'impact et la perte (diminution) de ces trois variables est toutefois considérable par rapport à 2011. En résumé, le bilan vers la fin du XXI^{ème} siècle est très négatif pour ces expressions écosystémiques (surtout pour 2050).

Forêt de feuillus (scénario 1)

Tableau 51 : Evolution des expressions écosystémiques de la forêt de feuillus en fonction du changement climatique selon le scénario 1

	Variété des expressions de forêt de feuillus	Variété des expressions de forêt de feuillus	Variété des expressions de forêt de feuillus
	2011 Référence	2050 Scénario 1	2100 Scénario 1
Nombre d'expressions	15	9	10

Selon les prévisions du scénario 1, les expressions écosystémiques de la forêt de feuillus seront affectées puisqu'il y aura une diminution de ces expressions. De 15 expressions en 2011, elles passeront à 9 en 2050 et à 10 en 2100.

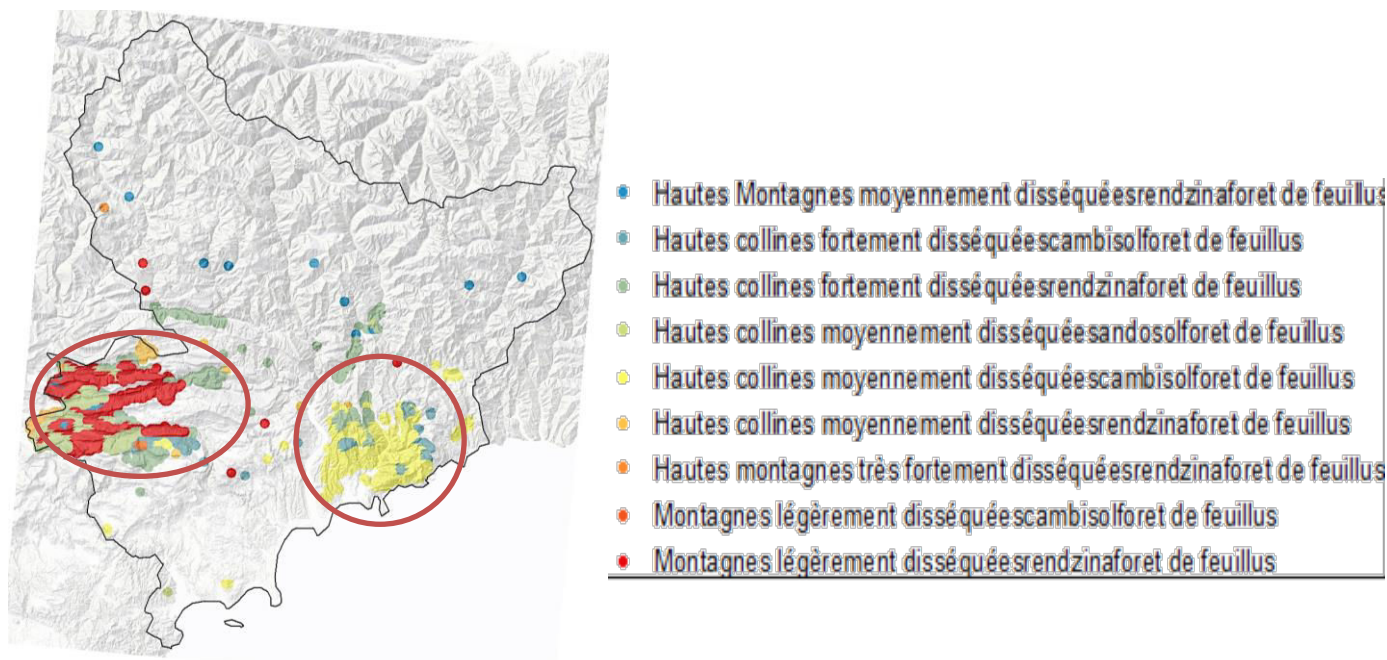


Graphique 129 : Variété et distribution de référence (2011) des expressions de la forêt de feuillus

Le graphique montre la distribution des expressions de la forêt de feuillus en 2011. Il est possible d’observer une variété de 15 expressions réparties sur le territoire d’étude.

Selon le scénario 1, les expressions qui ne trouveront pas, en 2050, les conditions auxquelles elles sont adaptées selon le climat actuel, sont les suivantes:

- Forêt de feuillus de hautes collines moyennement disséquées sur sol lithosol
- Forêt de feuillus de hautes montagnes moyennement disséquées sur sol cambisol
- Forêt de feuillus de hautes montagnes très fortement disséquées sur sol andosol
- Forêt de feuillus de hautes montagnes très fortement disséquées sur sol cambisol
- Forêt de feuillus de plaines avec collines de légèrement à fortement disséquées sur sol cambisol
- Forêt de feuillus de plaines avec collines de légèrement à fortement disséquées sur sol rendzina

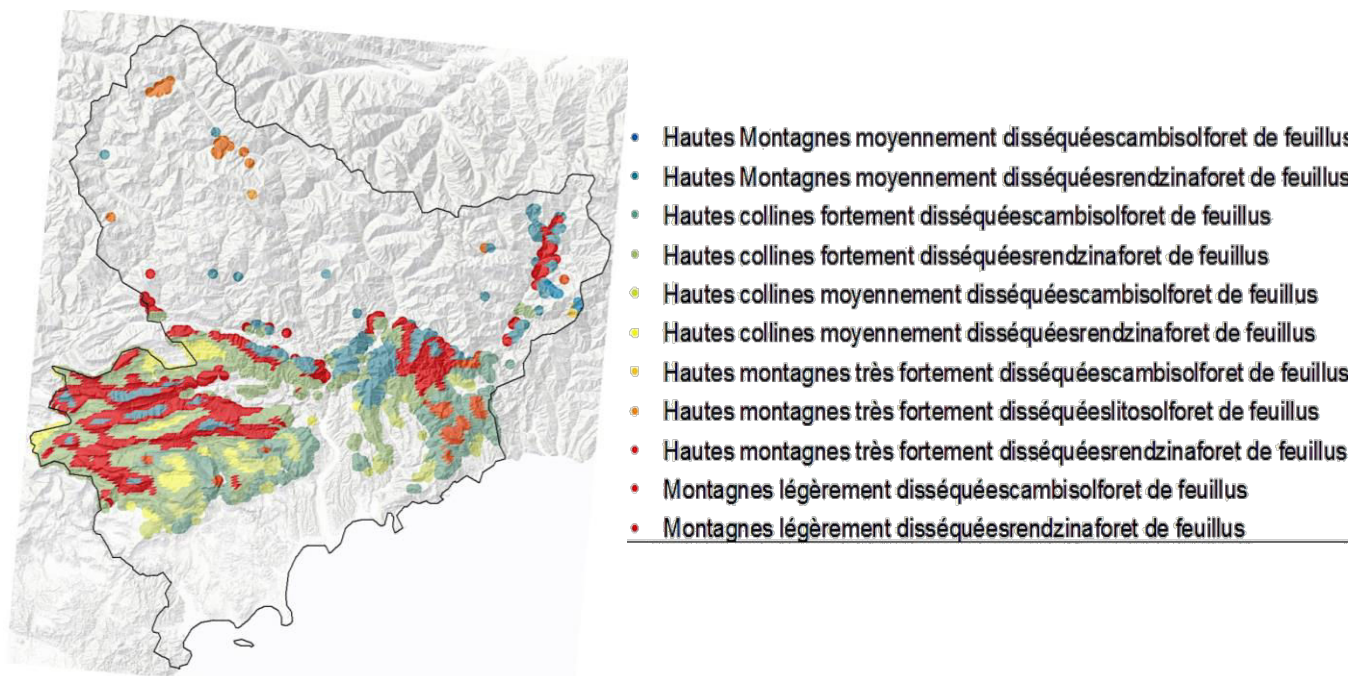


Graphique 130 : Variété et distribution des expressions de la forêt de feuillus en 2050 selon le scénario 1

Selon le scénario 1, pour 2050, les niveaux de changement pourront provoquer une perte potentielle de variété de 40% des expressions de la forêt de feuillus par rapport à 2011. Il est possible d'apprécier sur la carte que ces expressions écosystémiques se présentent avec plus d'abondance et de représentativité sur la portion centre-ouest du département. La deuxième zone de répartition des expressions décrites est la portion sud-est du département. D'autres manifestations spatiales de ces expressions se présentent vers le haut pays, mais de façon plus isolée et fragmentée.

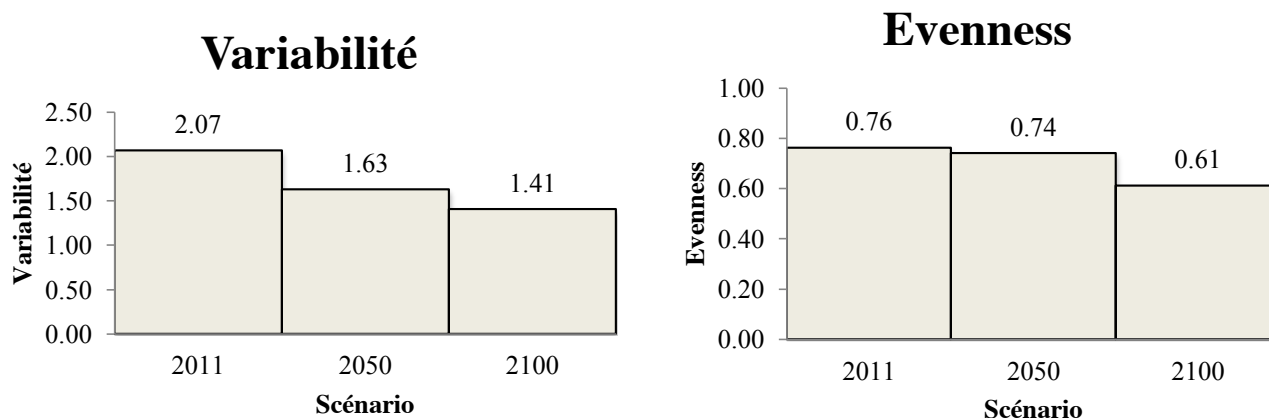
Selon le scénario 1, les expressions qui ne trouveront pas, en 2100, les conditions auxquelles elles sont adaptées selon le climat actuel, sont les suivantes:

- Forêt de feuillus de hautes collines moyennement disséquées sur sol lithosol
- Forêt de feuillus de hautes montagnes moyennement disséquées sur sol andosol
- Forêt de feuillus de hautes montagnes très fortement disséquées sur sol andosol
- Forêt de feuillus de plaines avec collines de légèrement à fortement disséquées sur sol cambisol
- Forêt de feuillus de plaines avec collines de légèrement à fortement disséquées sur sol rendzina



Graphique 131 : Variété et distribution des expressions de la forêt de feuillus en 2100 selon le scénario 1

Selon le scénario 1, pour 2100, les niveaux de changement pourront provoquer une perte potentielle de variété de 33,33% des expressions de la forêt de feuillus par rapport à 2011.



Graphique 132 : Evolution de la variabilité des expressions de la forêt de feuillus selon le scénario 1

En plus de la perte de variété due au changement climatique, le scénario 1 montre un impact systématique et continu sur la variabilité et l'équi-répartition des expressions écosystémiques de la forêt de feuillus pour la fin du XXIème siècle.

Forêt de feuillus (scénario 2)

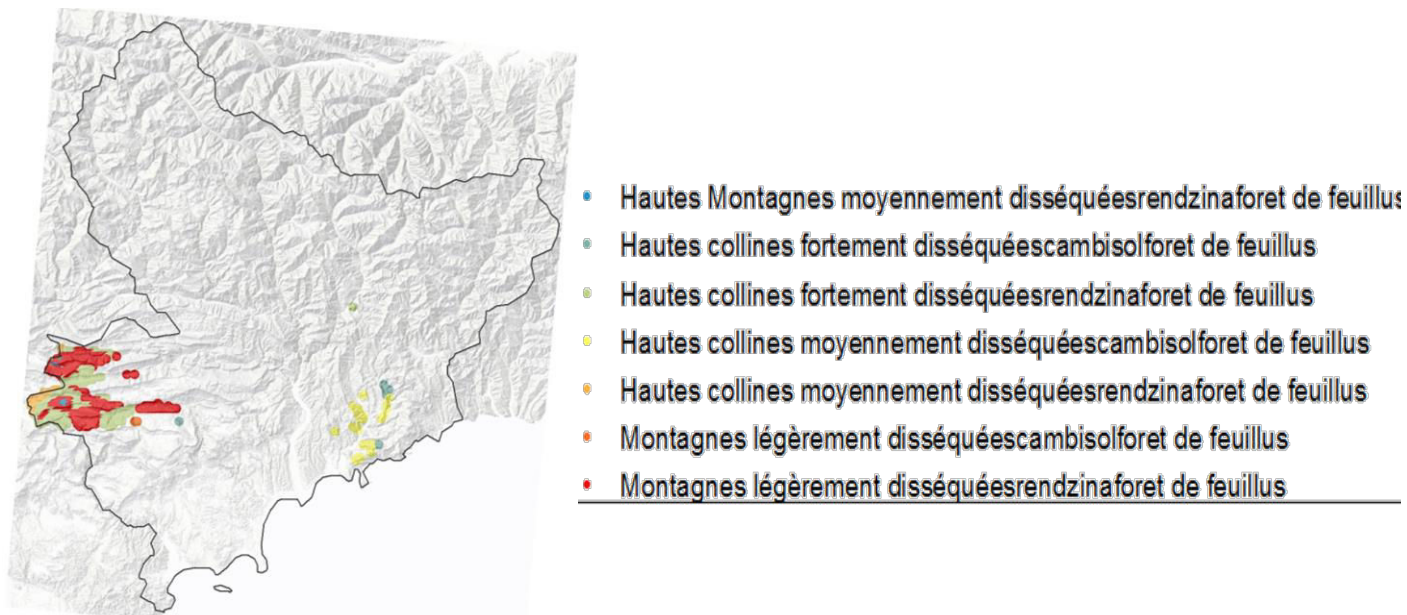
Tableau 52 : Evolution des expressions écosystémiques de la forêt de feuillus en fonction du changement climatique selon le scénario 2

	Variété des expressions de la forêt de feuillus 2011 Référence	Variété des expressions de la forêt de feuillus 2050 Scénario 2	Variété des expressions de la forêt de feuillus 2100 Scénario 2
Nombre d'expressions	15	7	7

Selon les prévisions du scénario 2, les expressions écosystémiques de la forêt de feuillus seront affectées puisqu'il y aura une diminution de ces expressions. De 15 expressions en 2011, elles passeront à 7 en 2050 et en 2100.

Selon le scénario 2, les expressions qui ne trouveront pas, en 2050, les conditions auxquelles elles sont adaptées selon le climat actuel, sont les suivantes:

- Forêt de feuillus de hautes collines moyennement disséquées sur sol lithosol
- Forêt de feuillus de hautes montagnes moyennement disséquées sur sol andosol
- Forêt de feuillus de hautes montagnes moyennement disséquées sur sol cambisol
- Forêt de feuillus de hautes montagnes très fortement disséquées sur sol andosol
- Forêt de feuillus de hautes montagnes très fortement disséquées sur sol cambisol
- Forêt de feuillus de hautes montagnes très fortement disséquées sur sol rendzina
- Forêt de feuillus de plaines avec collines de légèrement à fortement disséquées sur sol cambisol
- Forêt de feuillus de plaines avec collines de légèrement à fortement disséquées sur sol rendzina

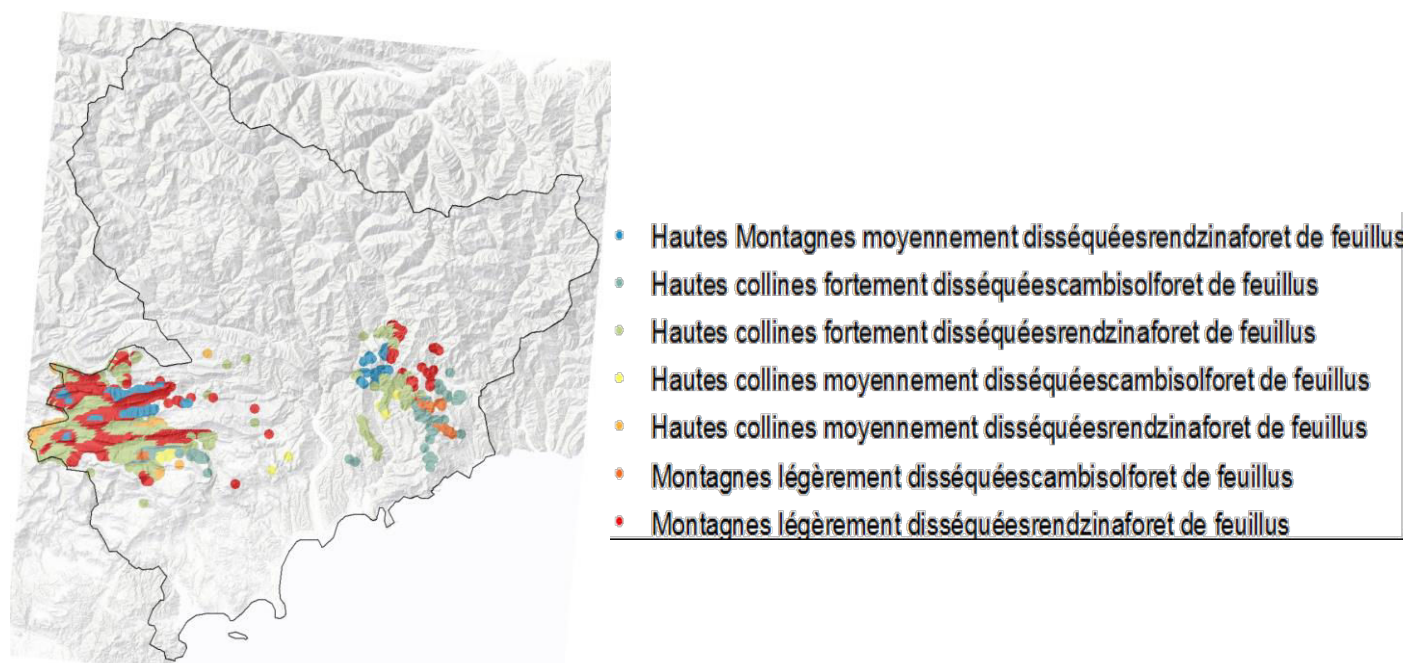


Graphique 133 : Variété et distribution des expressions de la forêt de feuillus en 2050 selon le scénario 2

Selon le scénario 2, pour 2050, les niveaux de changement pourront provoquer une perte potentielle de variété de 53,33% des expressions de la forêt de feuillus par rapport à 2011 et la distribution spatiale des ces expressions sera profondément modifiée par rapport à la distribution de référence. Il est possible d'apprécier sur la carte que ces expressions écosystémiques se présentent principalement sur la portion centre-ouest du département. La deuxième zone de répartition des expressions décrites est la portion sud-est du département mais avec moins de représentativité.

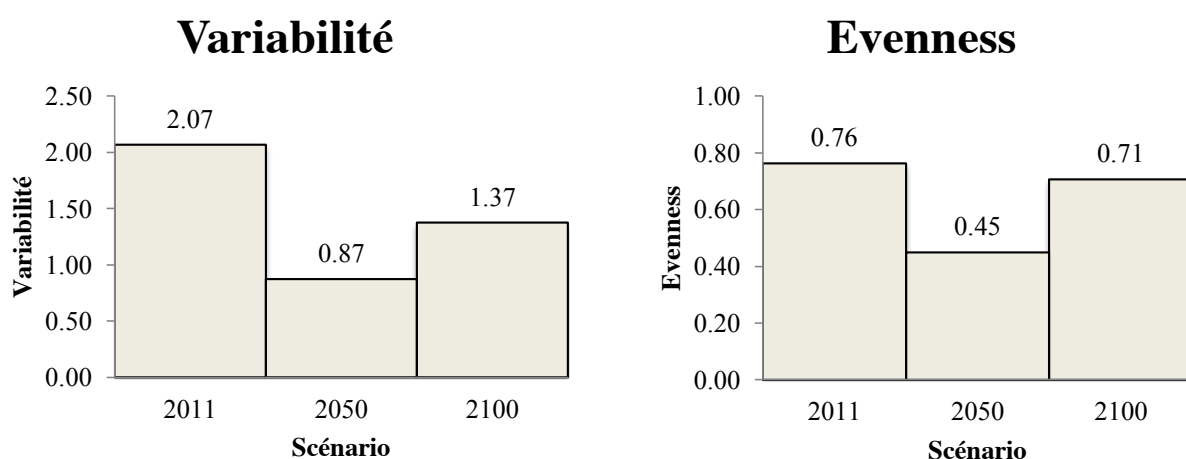
Selon le scénario 2, les expressions qui ne trouveront pas, en 2100, les conditions auxquelles elles sont adaptées selon le climat actuel, sont les suivantes:

- Forêt de feuillus de hautes collines moyennement disséquées sur sol lithosol
- Forêt de feuillus de hautes montagnes moyennement disséquées sur sol andosol
- Forêt de feuillus de hautes montagnes moyennement disséquées sur sol cambisol
- Forêt de feuillus de hautes montagnes très fortement disséquées sur sol andosol
- Forêt de feuillus de hautes montagnes très fortement disséquées sur sol cambisol
- Forêt de feuillus de hautes montagnes très fortement disséquées sur sol rendzina
- Forêt de feuillus de plaines avec collines de légèrement à fortement disséquées sur sol cambisol
- Forêt de feuillus de plaines avec collines de légèrement à fortement disséquées sur sol rendzina



Graphique 134 : Variété et distribution des expressions de la forêt de feuillus en 2100 selon le scénario 2

Selon le scénario 2, pour 2100, les niveaux de changement pourront provoquer une perte potentielle de variété de 53,33% des expressions de la forêt de feuillus par rapport à 2011. Il est possible d'apprécier sur la carte que ces expressions écosystémiques se présentent principalement sur la portion centre-ouest du département. La deuxième zone de répartition des expressions décrites est la portion sud-est du département



Graphique 135 : Evolution de la variabilité des expressions de la forêt de feuillus selon le scénario 2

Le scénario 2 montre que la variabilité des expressions sera aussi affectée par le changement climatique (surtout pour 2050) car les conditions sont plus favorables pour ces expressions en 2100. L'exemple de la forêt de feuillus est un bon exemple pour

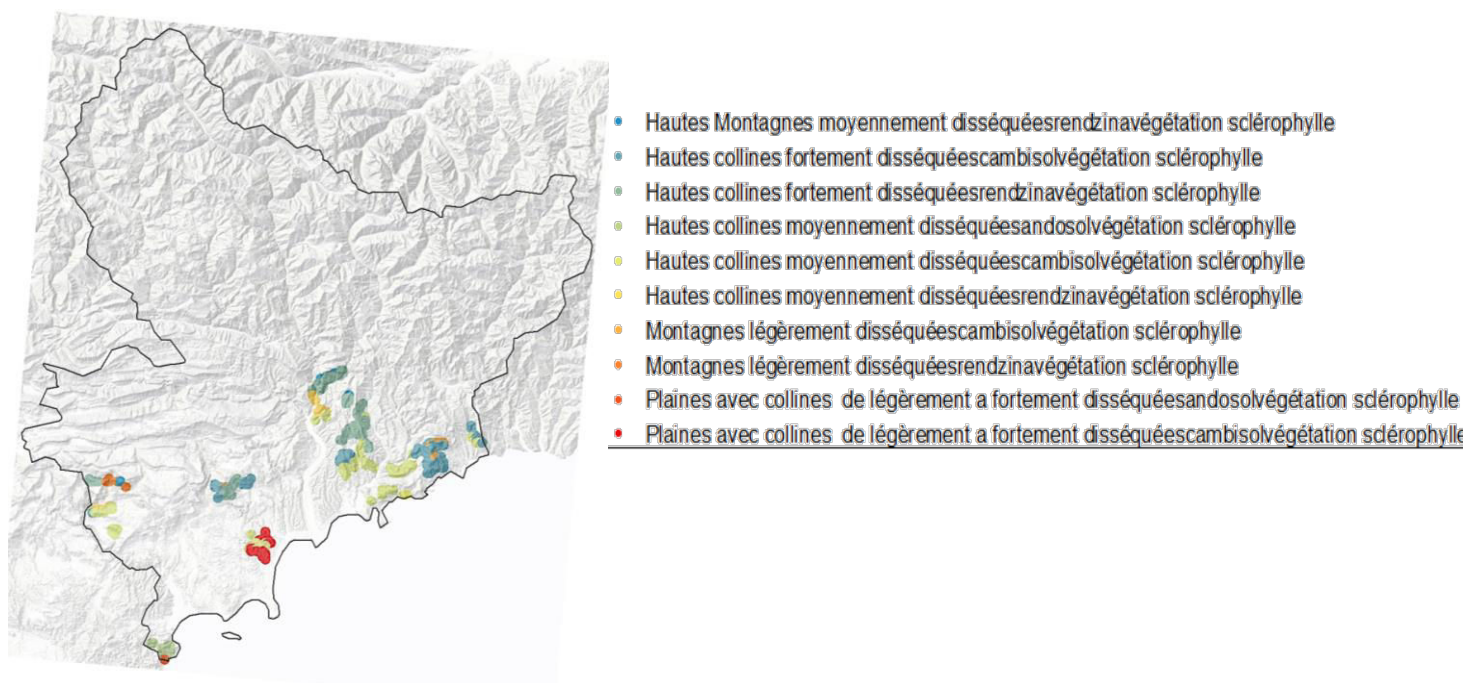
expliquer la complexité de l'évaluation des impacts et le phénomène de perte de diversité. En effet, bien que les scénarios prévoient un même niveau de perte de variété pour 2050 et 2100, les résultats sur la variabilité montrent une différence notable entre 2050 et 2100 (une augmentation pour 2100). Cela s'explique par deux conditions 1).- 2100 connaîtra une augmentation significative de la biomasse, due à une disponibilité de conditions écologiques plus favorables qu'en 2050. 2).- l'augmentation de la biomasse est plus ou moins symétrique, ce qui n'a pas provoqué d'effet de dominance notoire de la part des expressions écosystémiques. Cela explique la nécessité d'évaluer la variété et la variabilité de façon indépendante afin de comprendre la perte de diversité.

Végétation sclérophylle (scénario 1)

Tableau 53 : Evolution des expressions écosystémiques de la végétation sclérophylle en fonction du changement climatique selon le scénario 1

	Variété des expressions de la végétation sclérophylle 2011 Référence	Variété des expressions de la végétation sclérophylle 2050 Scénario 1	Variété des expressions de la végétation sclérophylle 2100 Scénario 1
Nombre d'expressions	10	12	13

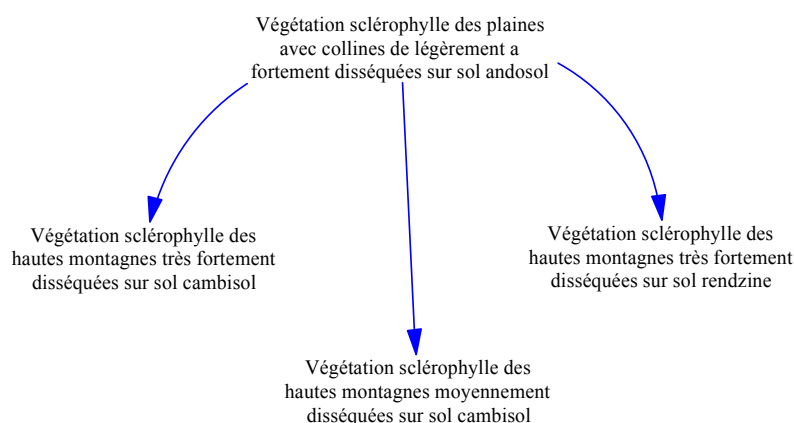
Selon les prévisions du scénario 1, il y aura plus de variété d'expressions écosystémiques en 2050 et 2100 qu'en 2011: de 10 expressions en 2011 elles passeront à 12 en 2050 et 13 en 2100.



Graphique 136 : Variété et distribution de référence (2011) des expressions de la végétation sclérophylle

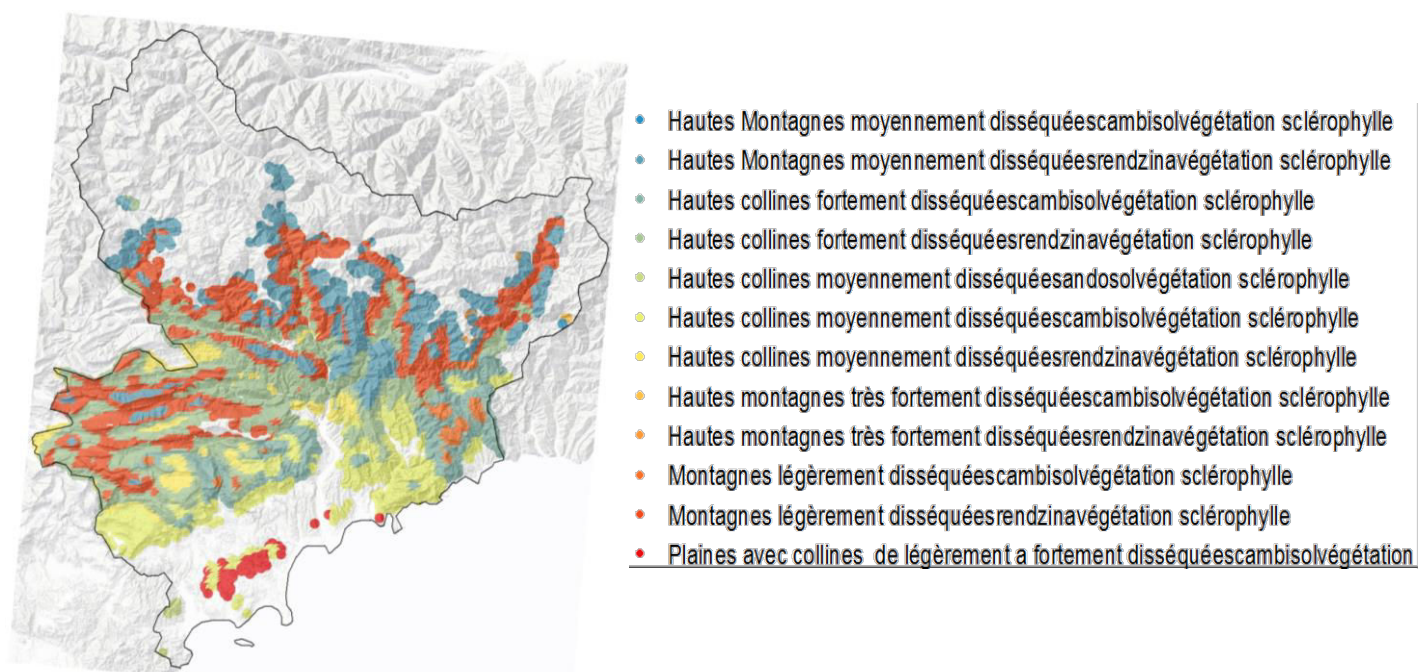
Le graphique montre la distribution des expressions de la végétation sclérophylle en 2011. Il est possible d'observer une variété de 10 expressions réparties sur le territoire d'étude, principalement près de la bande littorale et côtière.

Selon le scénario 1, les expressions de la végétation sclérophylle pourront être profondément modifiées. Il est possible qu'une des expressions écosystémiques (végétation sclérophylle de plaines avec collines de légèrement à fortement disséquées sur sol andosol) disparaisse, mais en même temps il est possible qu'apparaissent trois expressions (végétation sclérophylle de hautes montagnes très fortement disséquées sur sol cambisol, végétation sclérophylle de hautes montagnes moyennement disséquées sur sol cambisol et végétation sclérophylle de hautes montagnes très fortement disséquées sur sol rendzine). Les expressions de la végétation sclérophylle passeraient de 10 à 12 entre 2011 et 2050, ce qui correspond à une augmentation de 20%.



Graphique 137 : transitions de la végétation sclérophylle scénario 2050 (1)

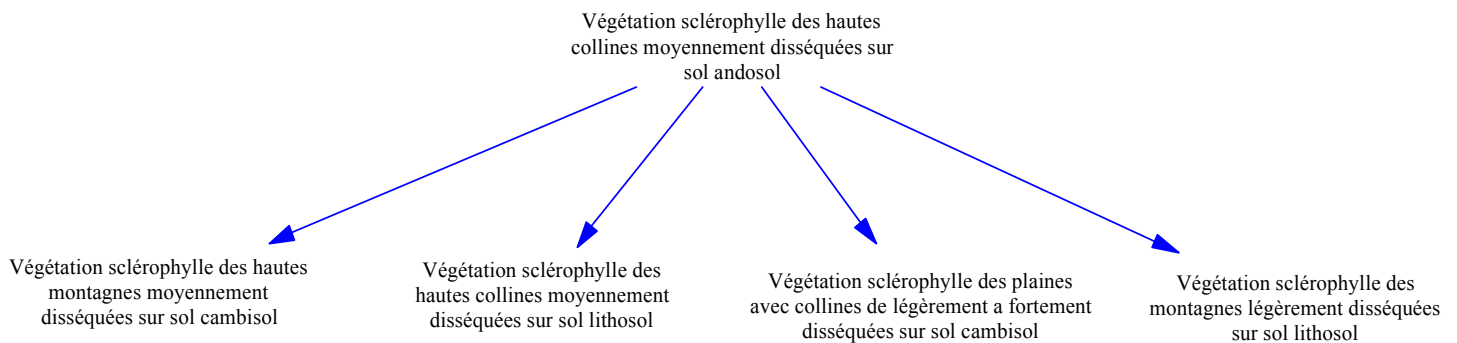
Il est possible de se poser la question suivante : Pourquoi une expression disparaît-elle alors que trois nouvelles expressions apparaissent? Ce phénomène illustre bien la complexité de l'impact du changement climatique. Il convient de rappeler que ce modèle prend en compte les facteurs écologiques auxquels chaque unité du paysage peut s'adapter en fonction de l'obtention de son optimum écologique. Dans ce cas, le changement climatique provoque la disparition des conditions optimales pour le maintien d'une expression dans une partie spécifique du territoire étudié, mais en même temps la modification des conditions climatiques permet de compléter l'ensemble des conditions optimales pour que l'écosystème puisse s'exprimer dans un endroit où auparavant il n'y avait pas toutes les conditions écologiques nécessaires. Il est alors légitime de se poser la question suivante : Pourquoi ce phénomène ne s'est-il pas présenté pour les expressions écosystémiques précédemment évaluées ? Dans le cas de la végétation sclérophylle, les conditions d'impact sont différentes et les effets pourraient provoquer un phénomène de progression des expressions écosystémiques au lieu du phénomène de contraction que connaîtront la plupart des expressions présentées dans les paragraphes antérieurs. Ce phénomène est dû aux capacités d'adaptation de cet écosystème ; en effet, la végétation sclérophylle est capable de tolérer de longues périodes de sécheresse et s'adapte bien aux conditions d'aridité. Le changement climatique pourrait donc favoriser la recolonisation de certaines expressions écosystémiques de la végétation sclérophylle.



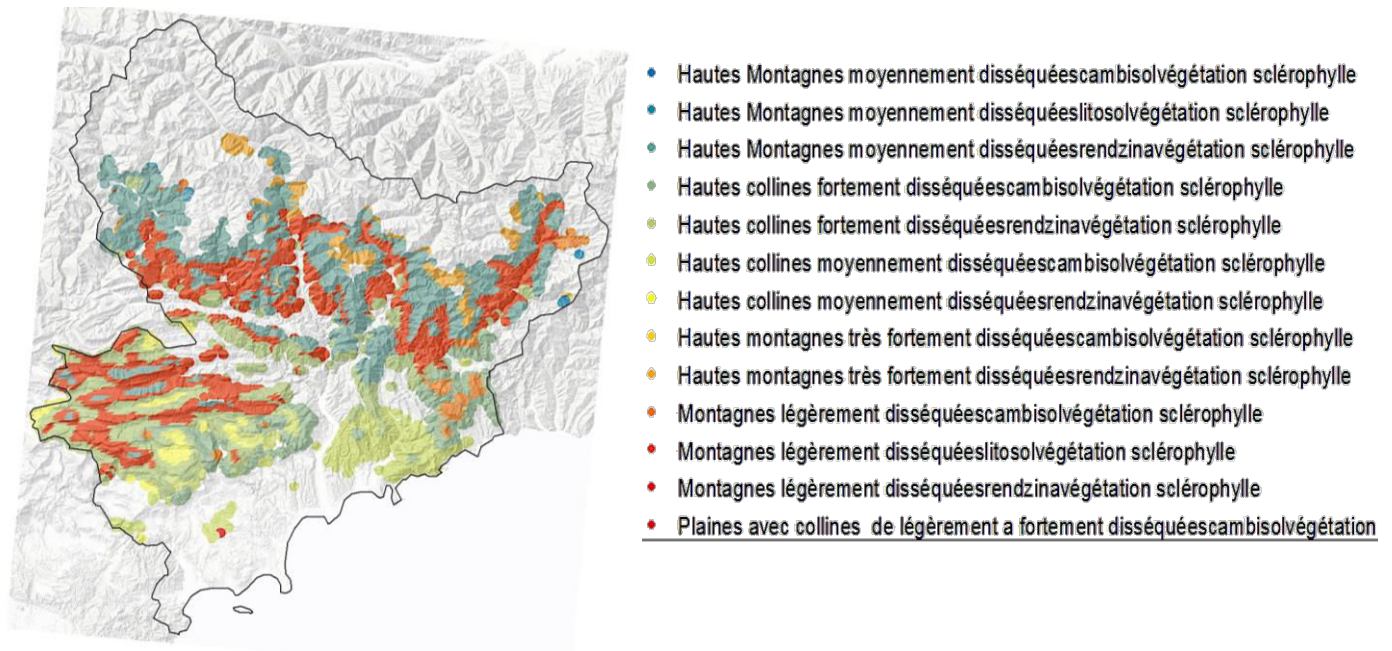
Graphique 138 : Variété et distribution des expressions de la végétation sclérophylle en 2050 selon le scénario 1

Pour 2100, la tendance est similaire à celle de 2050, mais avec plus d'intensité. Tout d'abord, une expression écosystémique est susceptible de disparaître (végétation sclérophylle de hautes collines moyennement disséquées sur sol andosol), alors que pourraient apparaître quatre expressions (végétation sclérophylle de hautes montagnes

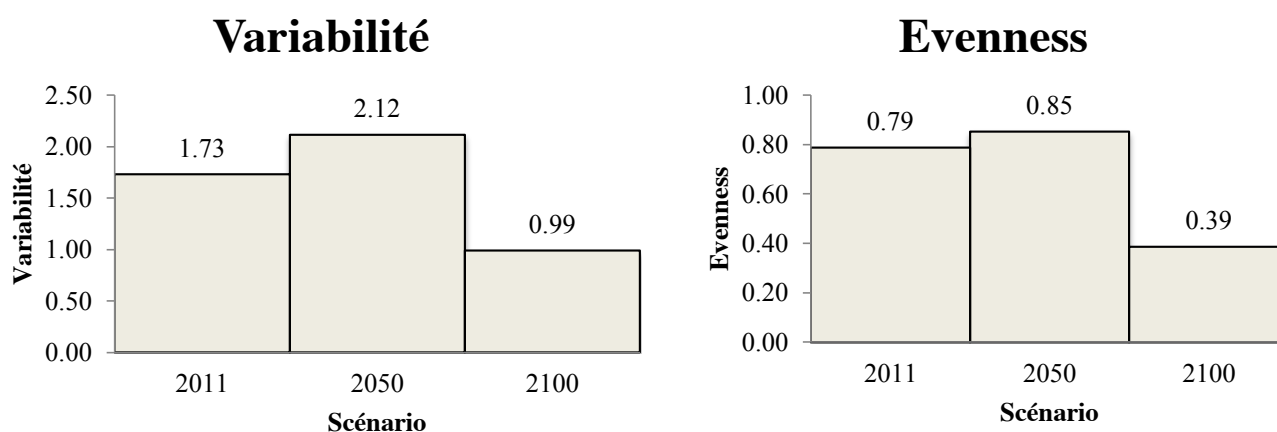
très moyennement disséquées sur sol cambisol, végétation sclérophylle de hautes montagnes moyennement disséquées sur sol lithosol, végétation sclérophylle de plaines avec collines de légèrement à fortement disséquées sur sol cambisol et végétation sclérophylle de montagnes légèrement disséquées sur sol lithosol). Les expressions écosystémiques passeraient à 13, ce qui correspond à une augmentation de 30% par rapport à 2011. L'augmentation des expressions engendre des conditions favorables et permet par conséquent une augmentation considérable de l'abondance relative des expressions par rapport à la référence de 2011.



Graphique 139 : transitions de la végétation sclérophylle scénario 2100 (1)



Graphique 140 : Variété et distribution des expressions de la végétation sclérophylle en 2100 selon le scénario 1



Graphique 141 : Evolution de la variabilité des expressions de la végétation sclérophylle selon le scénario 1

Le scénario 1 montre que la variabilité subira aussi l'impact du changement climatique. Pour 2050, il existe la possibilité d'une augmentation de la variabilité et de l'équiproportionnalité, étant donné que l'augmentation de la variété et de l'abondance relative n'engendre pas d'effet de dominance très significatif (l'augmentation est symétrique pour la grande majorité des expressions). En revanche, pour 2100 l'augmentation de la variété et de l'abondance relative des expressions écosystémiques due à l'augmentation des conditions optimales pour le développement de cet écosystème est fortement influencé par un important effet de dominance, ce qui provoque une diminution très marquée de l'équité répartition et de la proportionnalité de la distribution spatiale des expressions écosystémiques. Cela s'explique par deux conditions : 1.- l'émergence d'une expression très peu abondante qui provoque une augmentation de l'effet de dominance. 2.- l'augmentation de l'abondance relative de certaines expressions plus opportunistes et plus plastiques que d'autres, ce qui provoque également une augmentation de l'effet de dominance.

Végétation sclérophylle (scénario 2)

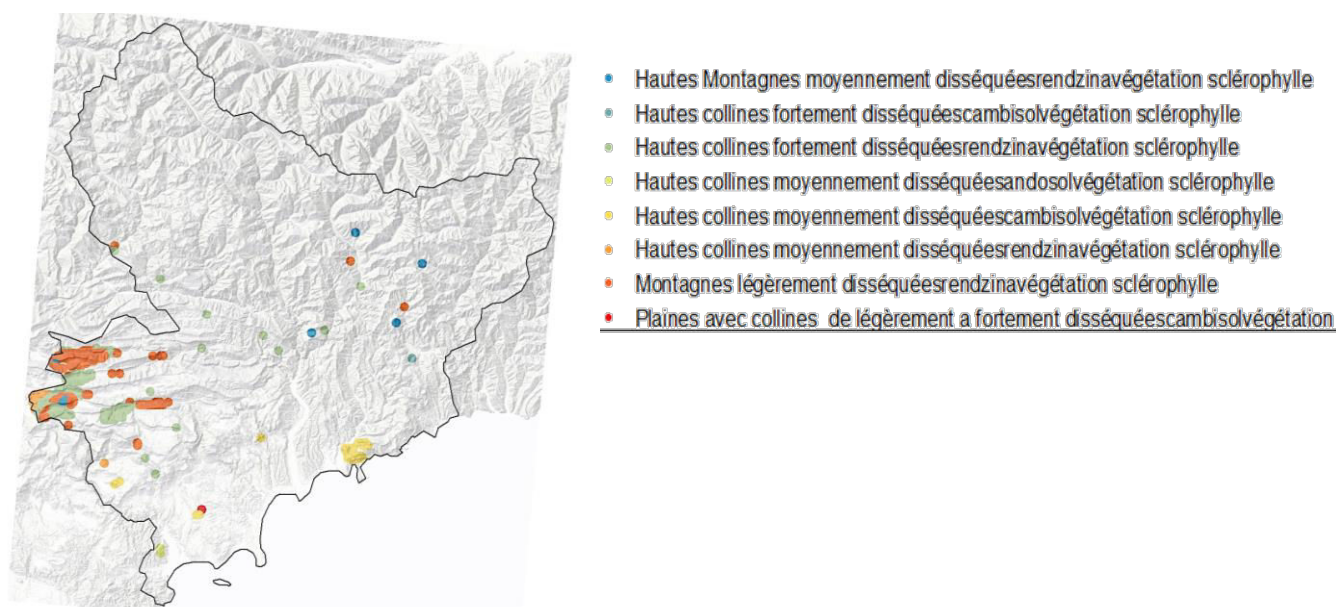
Tableau 54 : Evolution des expressions écosystémiques de la végétation sclérophylle en fonction du changement climatique selon le scénario 2

	Variété des expressions de la végétation sclérophylle	Variété des expressions de la végétation sclérophylle	Variété des expressions de la végétation sclérophylle
	2011 Référence	2050 Scénario 2	2100 Scénario 2
Nombre d'expressions	10	8	8

Selon les prévisions du scénario 2, les expressions écosystémiques de la végétation sclérophylle seront affectées puisqu'il y aura une diminution de ces expressions. De 10 expressions en 2011, elles passeront à 8 en 2050 et en 2100.

Selon le scénario 2, les expressions qui ne trouveront pas, en 2050, les conditions auxquelles elles sont adaptées selon le climat actuel, sont les suivantes:

- Végétation sclérophylle de montagnes légèrement disséquées sur sol cambisol
- Végétation sclérophylle de plaines avec collines de légèrement à fortement disséquées sur sol andosol



Graphique 142 : Variété et distribution des expressions de la végétation sclérophylle en 2050 selon le scénario 2

Selon le scénario 2, pour 2050 les niveaux de changement pourront provoquer une perte potentielle de variété de 20% des expressions de la végétation sclérophylle par rapport à 2011 ainsi qu'un changement dans la distribution spatiale par rapport à la répartition de référence.

Selon les prévisions du scénario 2 il existe pour 2100 la possibilité de disparition de trois expressions écosystémiques (végétation sclérophylle de plaines avec collines de légèrement à fortement disséquées sur sol cambisol, végétation sclérophylle de hautes collines moyennement disséquées sur sol andosol et végétation sclérophylle de plaines avec collines de légèrement à fortement disséquées sur sol andosol) alors que pourrait apparaître une nouvelle expression (végétation sclérophylle de hautes montagnes très fortement disséquées sur sol cambisol).

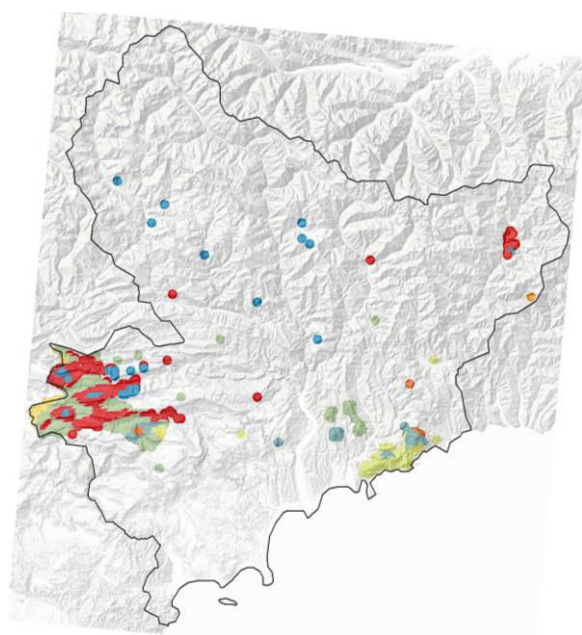
• Végétation sclérophylle des plaines avec collines de légèrement a fortement disséquées sur sol cambisol

• Végétation sclérophylle des hautes collines moyennement disséquées sur sol andosol

• Végétation sclérophylle des plaines avec collines de légèrement a fortement disséquées sur sol andosol

Végétation sclérophylle des hautes montagnes très fortement disséquées sur sol cambisol

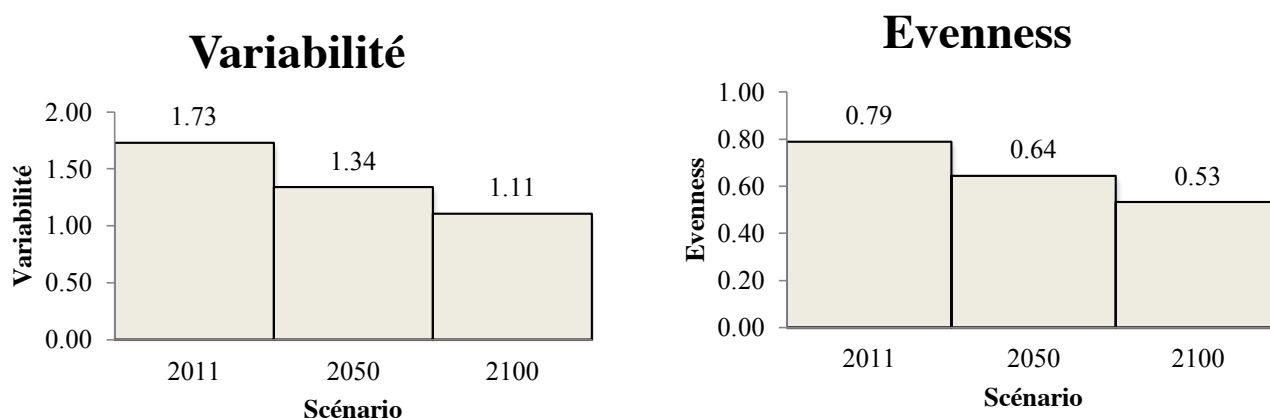
Graphique 143 : transitions de la végétation sclérophylle scénario 2100 (2)



- Hautes Montagnes moyennement disséquéesrendzinavégétation sclérophylle
- Hautes collines fortement disséquéescambisolvégétation sclérophylle
- Hautes collines fortement disséquéesrendzinavégétation sclérophylle
- Hautes collines moyennement disséquéescambisolvégétation sclérophylle
- Hautes collines moyennement disséquéesrendzinavégétation sclérophylle
- Hautes montagnes très fortement disséquéescambisolvégétation sclérophylle
- Montagnes légèrement disséquéescambisolvégétation sclérophylle
- Montagnes légèrement disséquéesrendzinavégétation sclérophylle

Graphique 144 : Variété et distribution des expressions de la végétation sclérophylle en 2100 selon le scénario 2

Selon le scénario 2, la perte nette de variété par rapport à 2011 sera donc de 20% et la perte brute de 30% (car même si une nouvelle expression écosystémique apparaît en 2100, trois sont susceptibles de disparaître).



Graphique 145 : Evolution de la variabilité des expressions de la végétation sclérophylle selon le scénario 2

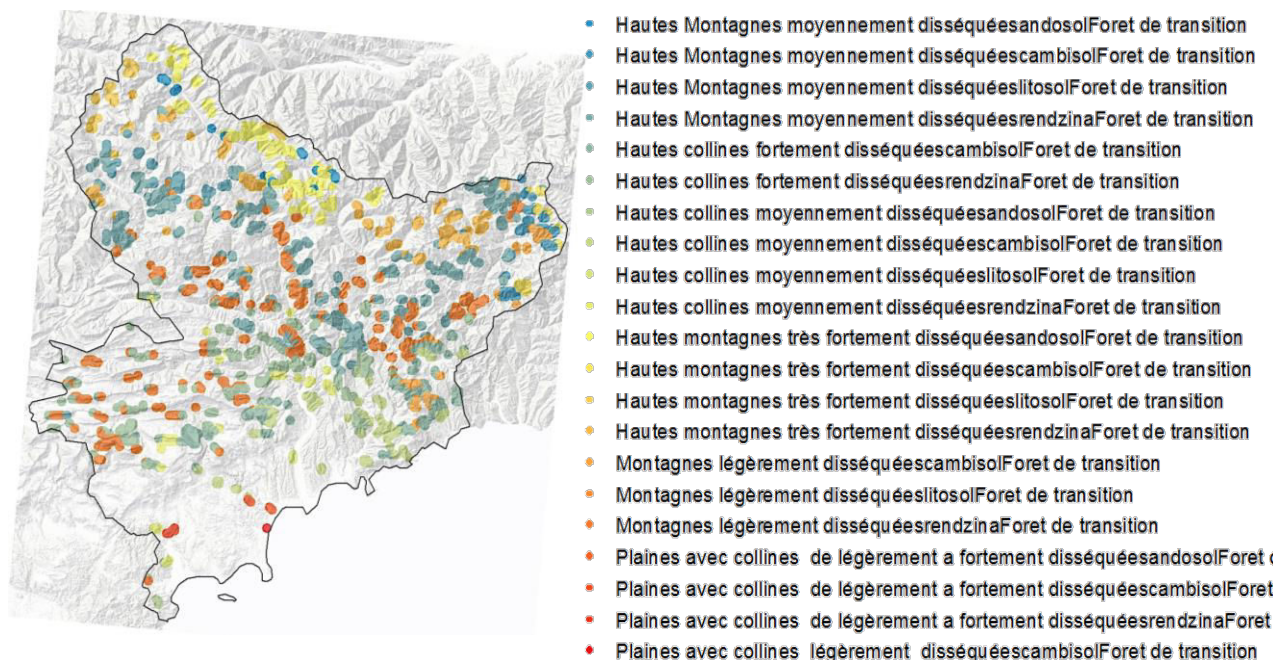
En plus de la perte de variété, le scénario 2 expose aussi la possibilité d'impact du changement climatique sur la variabilité et sur l'équi-répartition (hétérogénéité) des expressions écosystémiques de la végétation sclérophylle. Il est possible d'observer que la perte de variété ainsi que la contraction des aires de distribution potentielle mettent en évidence une diminution de l'abondance relative de certaines des expressions, ce qui provoque un effet d'augmentation de la dominance. Ce phénomène se présente de façon systématique vers la fin du siècle. En résumé, la perte de variété et l'augmentation de la dominance provoquent une diminution continue de la variabilité.

Forêt de transition (scénario 1)

Tableau 55 : Evolution des expressions écosystémiques de la forêt de transition en fonction du changement climatique selon le scénario 1

	Variété des expressions de la forêt de transition 2011 Référence	Variété des expressions de la forêt de transition 2050 Scénario 1	Variété des expressions de la forêt de transition 2100 Scénario 1
Nombre d'expressions	21	21	21

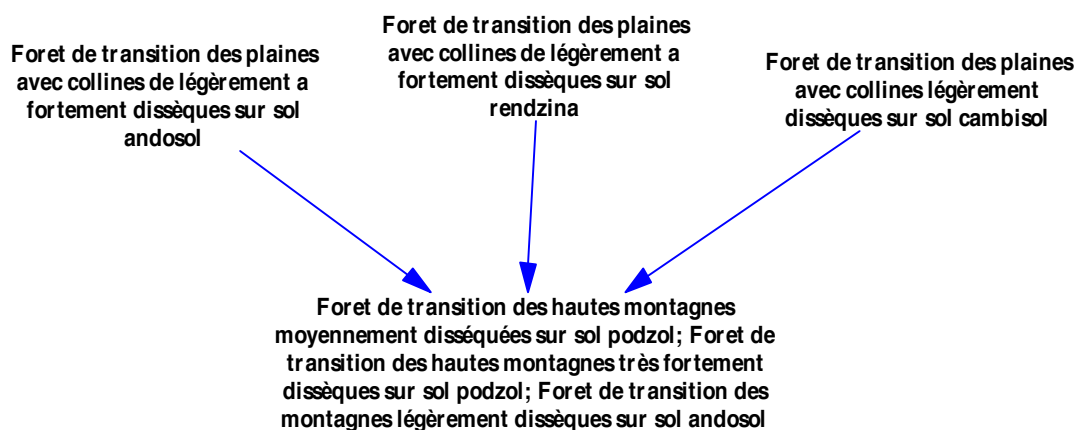
Le scénario 1 montre que les impacts du changement climatique n'auront pas d'effet de diminution de la variété des expressions écosystémiques de la forêt de transition.



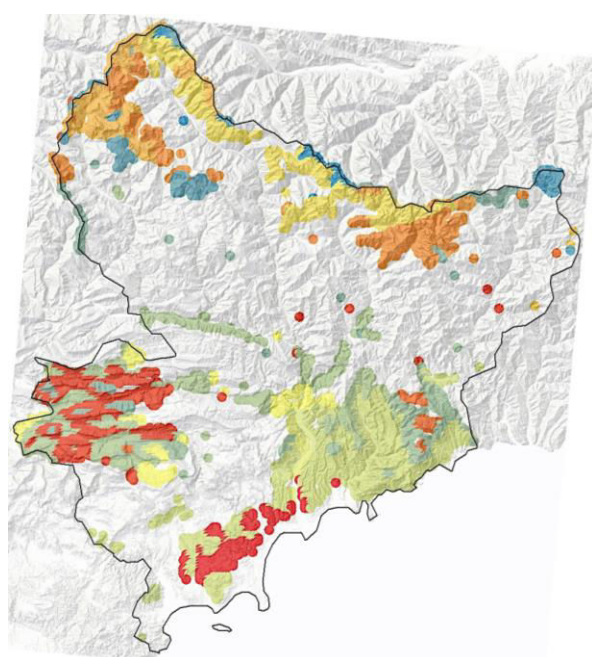
Graphique 146 : Variété et distribution de référence (2011) des expressions de la forêt de transition

Le graphique montre la distribution des expressions de la forêt de transition en 2011. Il est possible d'observer une variété de 21 expressions réparties sur le territoire d'étude.

Selon les prévisions du scénario 1, trois expressions écosystémiques sont susceptibles de disparaître pour 2050 (forêt de transition de plaines avec collines de légèrement à fortement disséquées sur sol andosol, forêt de transition de plaines avec collines de légèrement à fortement disséquées sur sol rendzina et forêt de transition de plaines avec collines légèrement disséquées sur sol cambisol) alors que trois autres expressions pourraient apparaître (forêt de transition de hautes montagnes moyennement disséquées sur sol podzol; forêt de transition de hautes montagnes très fortement disséquées sur sol podzol; forêt de transition des montagnes légèrement disséquées sur sol andosol).



Graphique 147: transitions de la forêt de transition scénario 2050 (1)

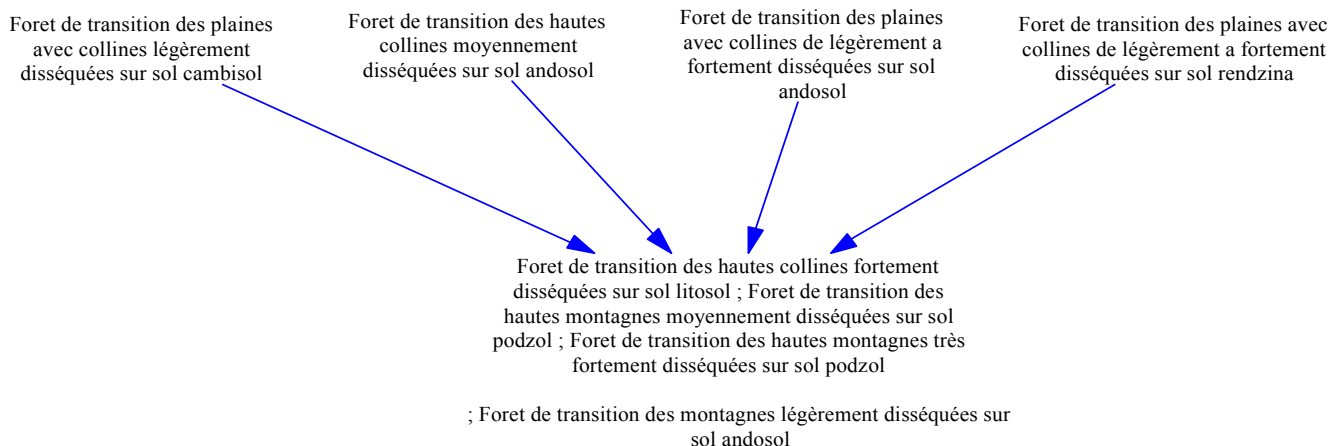


- Hautes Montagnes moyennement disséquéesandosolForêt de transition
- Hautes Montagnes moyennement disséquéescambisolForêt de transition
- Hautes Montagnes moyennement disséquéeslitosolForêt de transition
- Hautes Montagnes moyennement disséquéespodzolForêt de transition
- Hautes Montagnes moyennement disséquéesrendzinaForêt de transition
- Hautes collines fortement disséquéescambisolForêt de transition
- Hautes collines fortement disséquéesrendzinaForêt de transition
- Hautes collines moyennement disséquéesandosolForêt de transition
- Hautes collines moyennement disséquéescambisolForêt de transition
- Hautes collines moyennement disséquéeslitosolForêt de transition
- Hautes collines moyennement disséquéesrendzinaForêt de transition
- Hautes montagnes très fortement disséquéesandosolForêt de transition
- Hautes montagnes très fortement disséquéescambisolForêt de transition
- Hautes montagnes très fortement disséquéeslitosolForêt de transition
- Hautes montagnes très fortement disséquéespodzolForêt de transition
- Hautes montagnes très fortement disséquéesrendzinaForêt de transition
- Montagnes légèrement disséquéesandosolForêt de transition
- Montagnes légèrement disséquéescambisolForêt de transition
- Montagnes légèrement disséquéeslitosolForêt de transition
- Montagnes légèrement disséquéesrendzinaForêt de transition
- Plaines avec collines de légèrement a fortement disséquéescambisolForêt

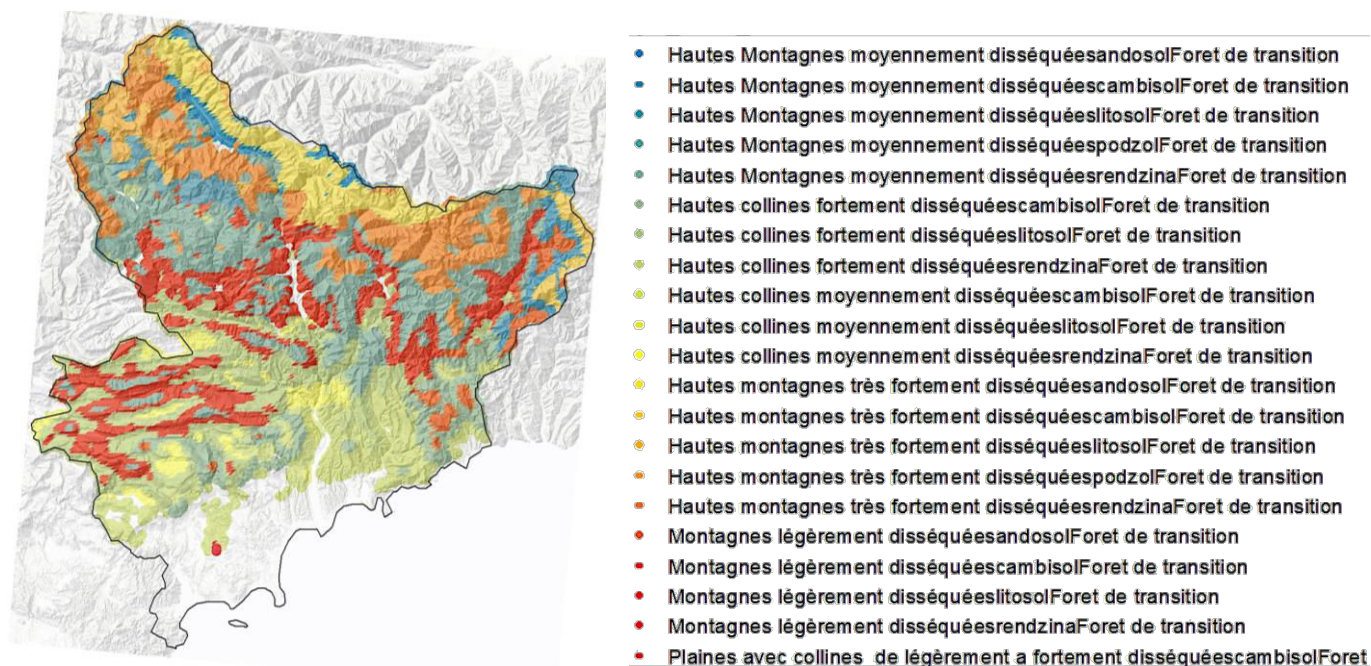
Graphique 148 : Variété et distribution des expressions de la forêt de transition en 2050 selon le scénario 1

Il faut noter que bien qu'il y ait compensation du nombre d'expressions écosystémiques, la perte de variété écosystémique est irréparable puisque trois expressions disparaissent de façon irrémédiable. Un autre aspect que ce scénario met en évidence est la transformation de la distribution spatiale des expressions écosystémiques ; en effet, il est possible de remarquer que la densité et l'abondance proportionnelle de la plupart des expressions augmentent de façon significative par rapport à 2011.

Selon les prévisions du scénario 1, quatre expressions écosystémiques sont susceptibles de disparaître pour 2100 (forêt de transition de hautes collines moyennement disséquées sur sol andosol, forêt de transition de plaines avec collines de légèrement à fortement disséquées sur sol andosol, forêt de transition de plaines avec collines de légèrement à fortement disséquées sur sol rendzina et forêt de transition de plaines avec collines légèrement disséquées sur sol cambisol) alors que pourraient apparaître quatre autres expressions (forêt de transition de hautes collines fortement disséquées sur sol lithosol, forêt de transition de hautes montagnes moyennement disséquées sur sol podzol, forêt de transition de hautes montagnes très fortement disséquées sur sol podzol et forêt de transition de montagnes légèrement disséquées sur sol andosol).

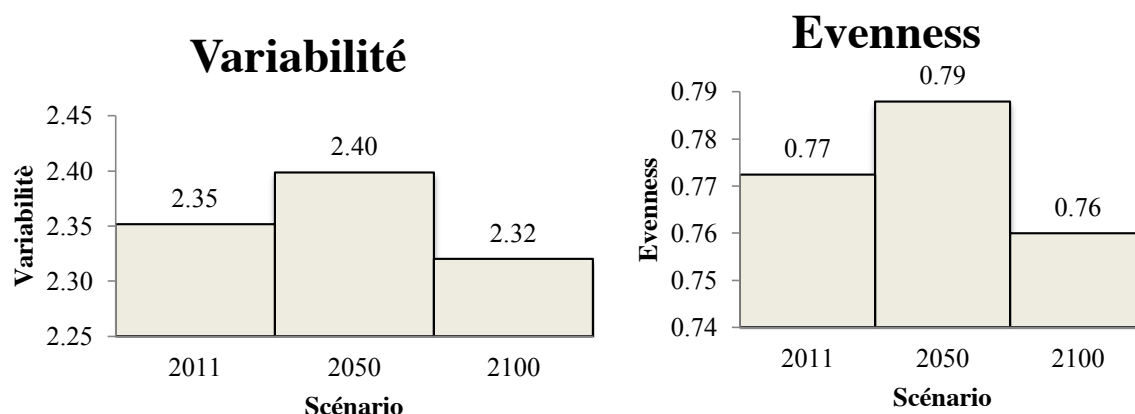


Graphique 149 : transitions de la foret de transition scénario 2100 (1)



Graphique 150 : Variété et distribution des expressions de la forêt de transition en 2100 selon le scénario 1

Comme pour 2050, bien qu'il y ait compensation du nombre d'expressions écosystémiques, la perte de variété est irrémédiable. De plus, il convient de noter que la densité et l'abondance proportionnelle de la plupart des expressions sont encore plus importantes qu'en 2050.



Graphique 151 : Evolution de la variabilité des expressions de la forêt de transition selon le scénario 1

Le scénario 1 évoque la possibilité d'une légère augmentation de la variabilité en 2050. Cela correspond au phénomène d'augmentation proportionnelle dans la répartition des expressions écosystémiques. Cet écosystème pourrait s'adapter aux changements et pourrait même trouver de nouvelles aires de distribution à partir d'expressions écosystémiques qui ne se sont pas exprimés en fonction du climat actuel (reformuler). Pour 2100 la possibilité d'adaptation existe également ainsi que la possibilité d'une colonisation importante de la part de ces expressions écosystémiques. De plus, il est possible que d'autres expressions (différentes de celles de 2011) apparaissent (déjà dit non?). En ce qui concerne la variabilité, il est possible qu'elle diminue pour 2100, en raison de la diminution de la proportionnalité puisque les capacités d'adaptation des expressions écosystémiques ne sont symétriques, ce qui provoquerait une augmentation de la dominance de la part des expressions les plus plastiques.

Forêt de transition (scénario 2)

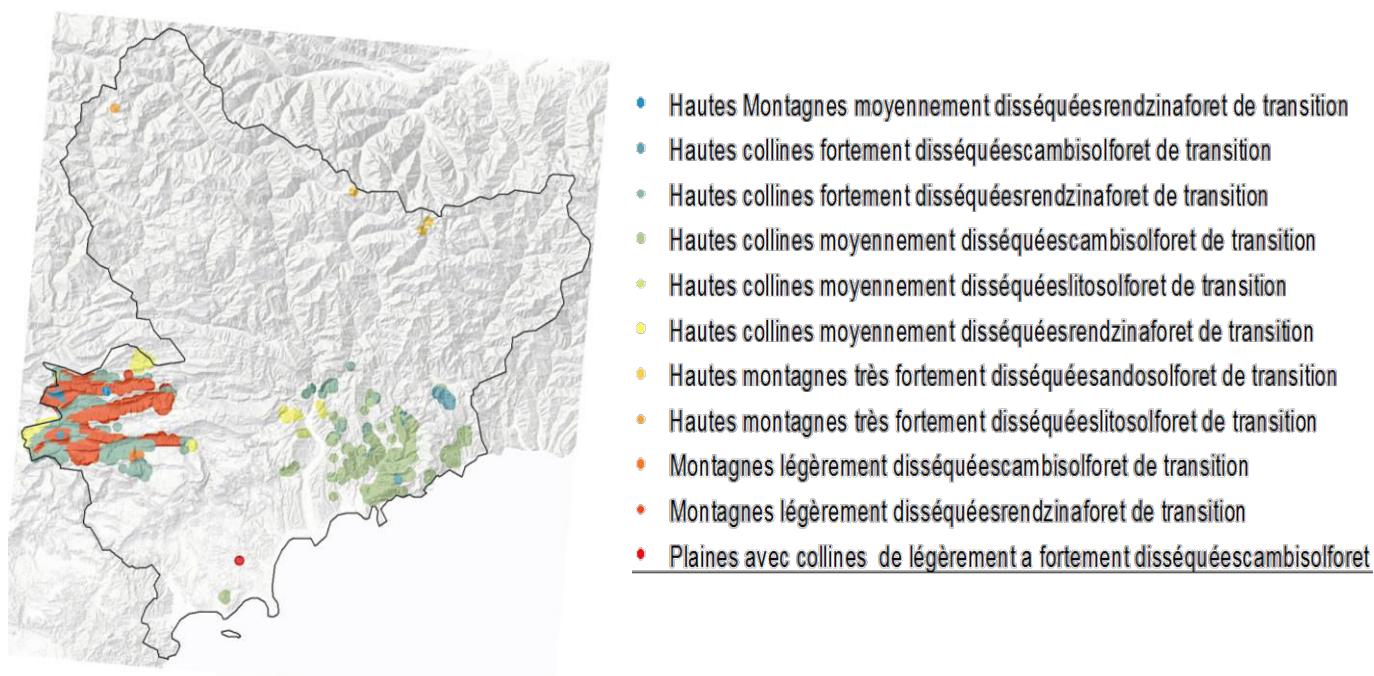
Tableau 56 : Evolution des expressions écosystémiques de la forêt de transition en fonction du changement climatique selon le scénario 2

	Variété des expressions de la forêt de transition 2011 Réfé-érence	Variété des expressions de la forêt de transition 2050 Scénario 2	Variété des expressions de la forêt de transition 2100 Scénario 2
Nombre d'expressions	21	11	14

Le scénario 2 montre que les impacts du changement climatique auront un effet de diminution de la variété des expressions écosystémiques de la forêt de transition. De 21 expressions en 2011, elles passeront à 11 en 2050 et à 14 en 2100.

Selon le scénario 2, les expressions qui ne trouveront pas, en 2050, les conditions aux quelles sont adaptés selon le climat actuel, sont les suivantes :

- Forêt de transition de hautes collines moyennement disséquées sur sol andosol
- Forêt de transition de hautes montagnes moyennement disséquées sur sol andosol
- Forêt de transition de hautes montagnes moyennement disséquées sur sol cambisol
- Forêt de transition de hautes montagnes moyennement disséquées sur sol lithosol
- Forêt de transition de hautes montagnes très fortement disséquées sur sol cambisol
- Forêt de transition de hautes montagnes très fortement disséquées sur sol rendzine
- Forêt de transition de montagnes légèrement disséquées sur sol lithosol
- Forêt de transition de plaines avec collines de légèrement à fortement disséquées sur sol andosol
- Forêt de transition de plaines avec collines de légèrement à fortement disséquées sur sol rendzine
- Forêt de transition de plaines avec collines légèrement disséquées sur sol cambisol

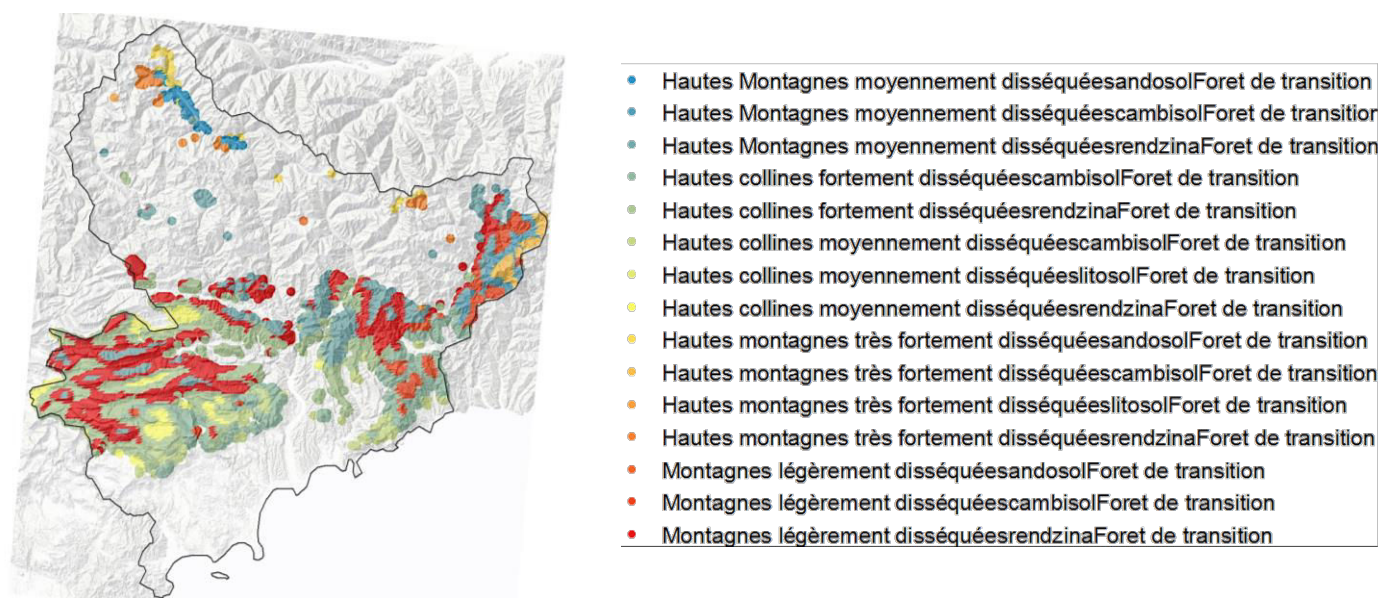


Graphique 152 : Variété et distribution des expressions de la forêt de transition en 2050 selon le scénario 2

Selon le scénario 2 pour 2050, la perte de variété par rapport à 2011 correspond à 47,6%. La transformation de la distribution spatiale est également très importante. Comme il est possible d'observer, les expressions écosystémiques se concentreraient sur deux zones, ce qui représente un changement spatial très significatif par rapport à la distribution spatiale de 2011.

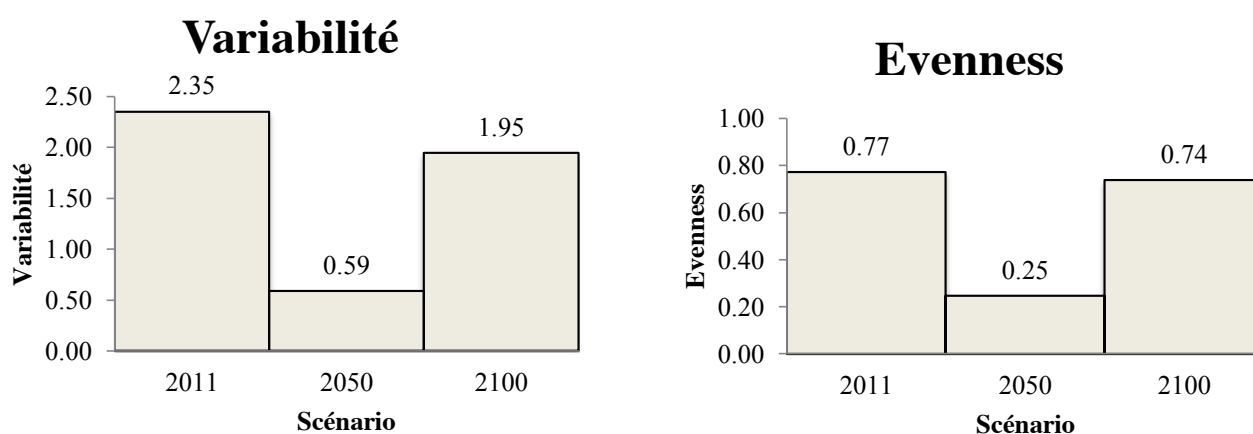
Selon le scénario 2, les expressions qui ne trouveront pas, en 2100, les conditions aux quelles sont adaptés selon le climat actuel, sont les suivantes :

- Forêt de transition de hautes collines moyennement disséquées sur sol andosol
- Forêt de transition de hautes montagnes moyennement disséquées sur sol lithosol
- Forêt de transition de montagnes légèrement disséquées sur sol lithosol
- Forêt de transition de plaines avec collines de légèrement à fortement disséquées sur sol andosol
- Forêt de transition de plaines avec collines de légèrement à fortement disséquées sur sol cambisol
- Forêt de transition de plaines avec collines de légèrement à fortement disséquées sur sol rendzine
- Forêt de transition de plaines avec collines légèrement disséquées sur sol cambisol



Graphique 153 : Variété et distribution des expressions de la forêt de transition en 2100 selon le scénario 2

Selon le scénario 2 pour 2100, la perte de variété par rapport à 2011 correspond à 33%. En plus de l'importante perte de variété, il est possible d'observer sur la carte une distribution spatiale marquée par un haut niveau de spécificité, ce qui représenterait un changement significatif par rapport aux conditions de référence puisque sur la période de référence (2011) la forêt de transition était répartie sur presque tout le territoire et son niveau de spécificité était très bas.



Graphique 154 : Evolution de la variabilité des expressions de la forêt de transition selon le scénario 2

Le scénario 2 montre que la variabilité des expressions sera affectée par le changement climatique, surtout pour 2050, car les conditions sont plus favorables pour ces expressions en 2100. Les tendances sont très similaires en ce qui concerne l'hétérogénéité, mais on remarque une forte diminution de l'équi distribution pour 2050.

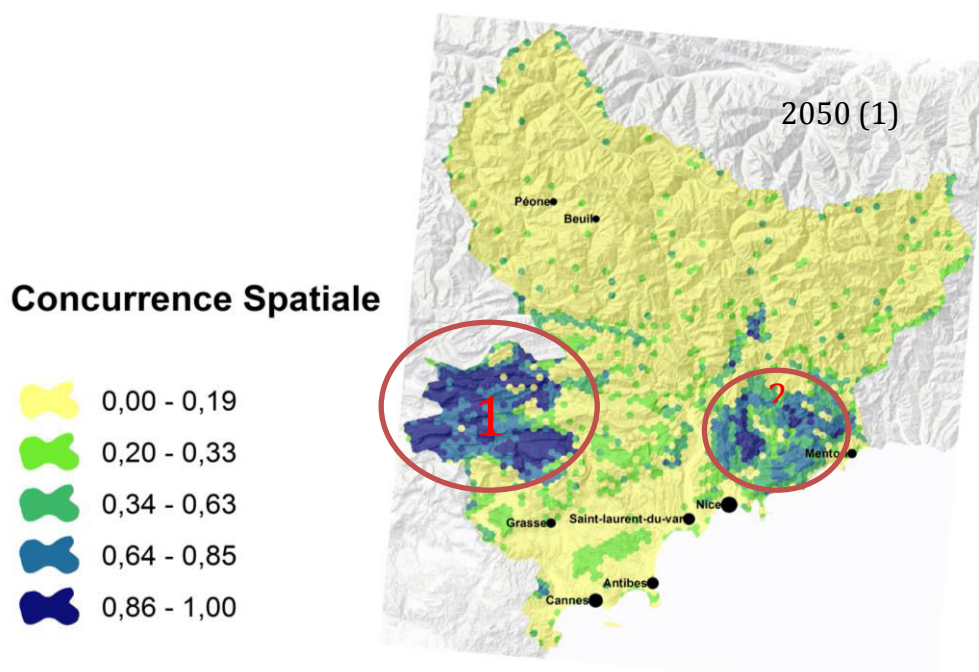
En revanche, pour 2100 l'impact sur cette condition sera moins représentative, mais la tendance est aussi la régression.

Le changement dans les fonctions écologiques et la composition des écosystèmes

Le modèle d'impact qui vient d'être présenté n'est pas complètement déterministe dans le sens où les résultats de distribution potentielle des expressions écosystémiques prennent en compte des probabilités d'occurrence en fonction des pourcentages de similitude entre les conditions écologiques de référence et les conditions futures ; la disparition d'une expression dépend d'une capacité d'adaptation sur un gradient écologique. Cependant le modèle et par conséquent les résultats s'inscrivent dans une logique déterministe car les distributions sont présentées sur les cartes de façon séparée par groupe d'expression écosystémique. Un aspect qui, jusqu'à présent, n'a pas été évoqué dans cette évaluation, est le fait que la distribution de la végétation dépend non seulement du climat, mais aussi des relations compétitives et des interrelations biotiques. Cette dépendance est observée à l'heure actuelle au niveau des changements dans la composition botanique dus à la compétition interspécifique. La considération de ce facteur dans l'évaluation des impacts du changement climatique semble pertinente, étant donné que l'une des principales critiques concernant les modèles appelés *bioclimatiques ou modèles de distribution d'espèces individuelles*, est justement le fait qu'ils ne prennent pas en considération les interrelations biotiques (Wiens et al., 2009 ; Pearson et al., 2009, Bellard et al., 2012). Or, les résultats à partir des expressions écosystémiques qui viennent d'être présentés permettent de comprendre sur quelles zones spécifiques il y aura potentiellement une concurrence spatiale des conditions optimales pour la distribution écologique des groupes d'expressions écosystémiques. Cette concurrence spatiale donne une idée sur les endroits dans lesquels la compétition écologique sera plus forte dans le futur. D'autre part, ces observations permettent de mieux comprendre que la conservation de la fonction devient un aspect plus important que la conservation de la composition des écosystèmes. De plus, cet aspect permet de mieux comprendre les limites de la modélisation des impacts du changement climatique sur la biodiversité quand la compétition n'est pas considérée comme un aspect faisant partie des facteurs déterminants de la distribution des écosystèmes, et propose des réflexions pour la performance du modèle et des nouvelles perspectives de recherche.

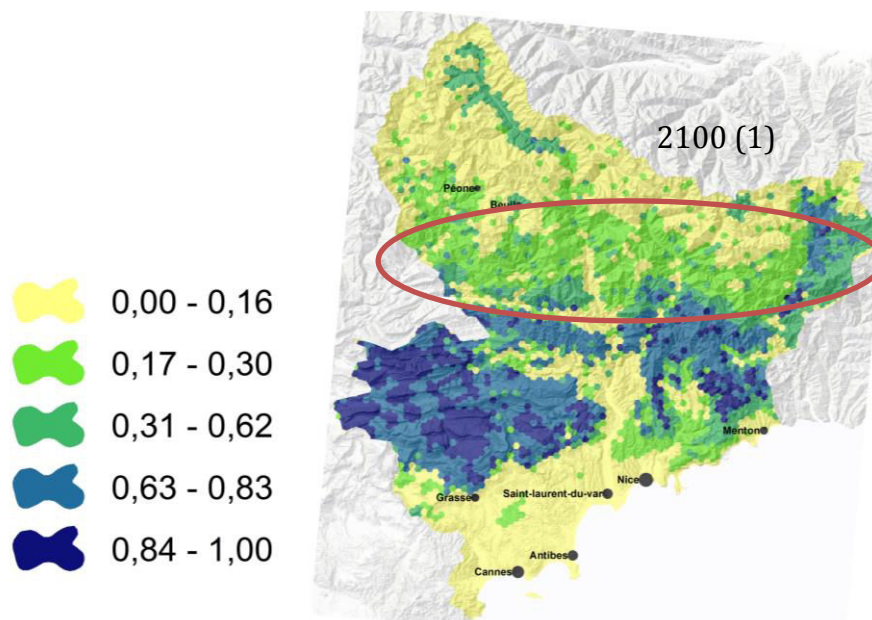
Sur les images présentées ci-dessus, sont présentés les scénarios de concurrence spatiale pour chaque période d'évaluation de l'impact du changement climatique et pour chaque scénario d'adaptation précédemment présenté et décrit. Ces cartes ont été élaborées à partir de la superposition spatiale de la répartition potentielle des conditions écologiques optimales pour chaque groupe d'expressions écosystémiques. Cette superposition a été réalisée à partir d'un maillage hexagonal régional qui a été établi avec une résolution de 100 hectares afin d'avoir une représentation spatiale polygonale des zones de concurrence spatiale individuelles bien définies géographiquement, homogènes en termes de surface et de valeur de concurrence attribuée à chaque polygone. D'après Dussault *et al.*, (2006), des unités de référence de forme carrée ou hexagonale permettent d'éviter d'avoir des cellules de forme longue et étroite pour lesquelles les valeurs ne sont représentées que par une seule valeur de concurrence alors que les cellules peuvent contenir plusieurs éléments.

La valeur la plus basse de la symbologie de la carte représente les zones ayant le niveau minimum de concordance géographique de disponibilité des conditions écologiques optimales pour plusieurs expressions écosystémiques. En d'autres termes, il s'agit des zones où il existe la disponibilité des conditions pour une expression clairement dominante ; cette condition est représentée par la valeur 0. En revanche la valeur la plus haute représente les zones où il existe un niveau plus élevé de concordance géographique de disponibilité des conditions écologiques optimales pour plusieurs expressions écosystémiques. A mesure qu'augmente la disponibilité des conditions pour différentes expressions qui sont en concurrence spatialement, la valeur augmente graduellement en conséquence jusqu'à 1.



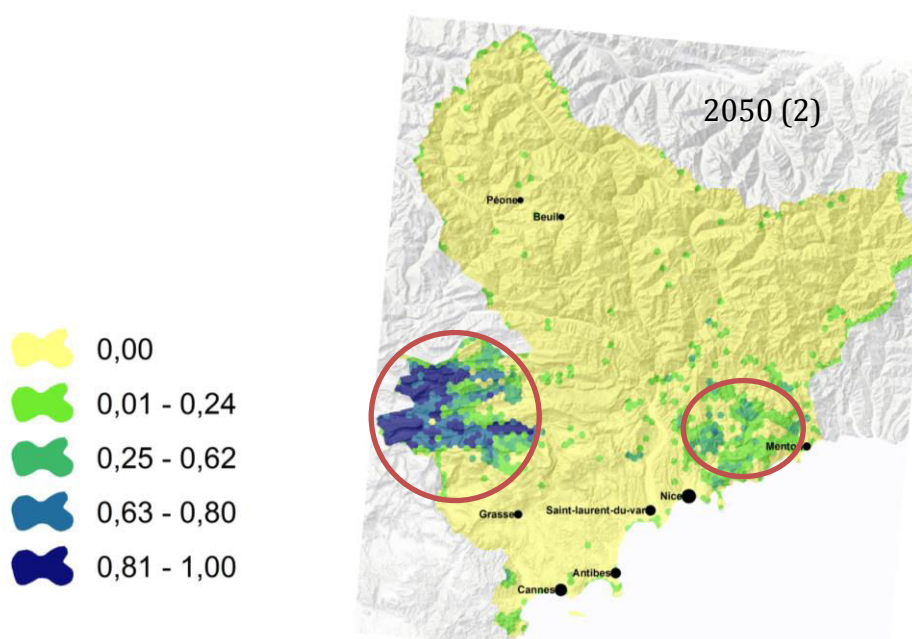
Graphique 155 a : Aires de concurrence spatiale des conditions optimales pour la distribution écologique potentielle des expressions écosystémiques pour le scénario 2050 (1)

D'après le scénario 2050 (1), il existe deux zones ayant le plus haut niveau de concurrence spatiale. L'une des ces zones se trouve dans la portion centre-ouest du département au nord de Grasse. L'autre zone se trouve dans la portion sud-est du département, au nord de Nice et vers l'ouest de Menton. D'autres zones moins représentatives en termes de surface et de leurs niveaux de concurrence se trouvent distribuées de façon générale surtout dans le moyen pays, et avec un arrangement spatial servant plus ou moins à connecter les deux zones principales.



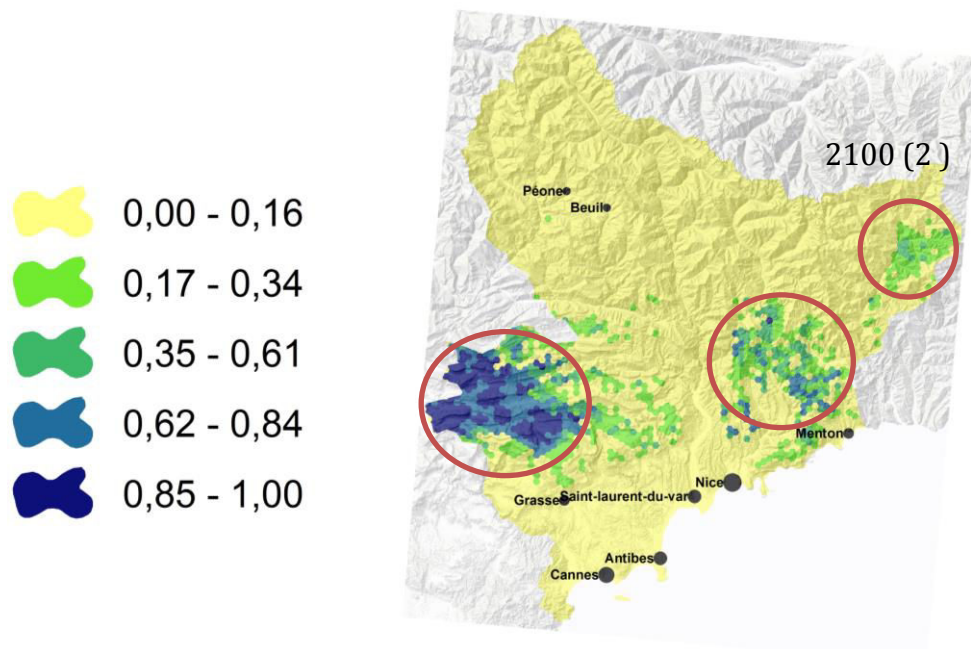
Graphique 155 b : Aires de concurrence spatiale des conditions optimales pour la distribution écologique potentielle des expressions écosystémiques pour le scénario 2100 (1)

Le scénario 2100 (1) montre deux zones de concurrence spatiale. L'une des ces zones se trouve dans la portion centre-ouest du département au nord de Grasse. L'autre zone se trouve dans la portion sud-est du département, au nord de Nice et vers l'ouest de Menton. En plus des deux zones décrites, le scénario montre la possibilité du phénomène de concurrence autour de ces zones, mais aussi vers le haut pays en créant une autre zone de concurrence spatiale qui connecte les deux zones mentionnées ; cependant les niveaux de concurrence des zones de haut pays sont moins élevés que dans le moyen pays.



Graphique 155 c : Aires de concurrence spatiale des conditions optimales pour la distribution écologique potentielle des expressions écosystémiques pour le scénario 2050 (2)

D'après le scénario 2050 (2), il existe une zones avec le plus forte niveau de concurrence spatiale. Cette zone se trouve dans la portion centre-ouest du département au nord de Grasse. Il existe une autre zone ou la concurrence est entre haute et moyenne au nord-est de Nice et vers l'ouest de Menton. D'autres zones moins représentatives en termes de surface et de leurs niveaux de concurrence se trouvent distribues autours de cette dernière mais avec une forte alea spatiale.



Graphique 155 d : Aires de concurrence spatiale des conditions optimales pour la distribution écologique potentielle des expressions écosystémiques pour le scénario 2100 (2)

Le scénario 2100 (2) montre trois zones de concurrence spatiale. La zone avec un niveau de concurrence spatiale le plus élevé se trouve dans la portion centre-ouest du département au nord de Grasse. Une deuxième zone avec des niveaux plus hétérogènes de concurrence spatiale sur laquelle il est possible d'observer des niveaux de concurrence moyens et hauts se trouve dans la portion sud-est du département, au nord de Nice et vers l'ouest de Menton. Il existe une troisième zone de concurrence spatiale de moyenne à basse, vers la portion centre-est du département, au nord-est de Menton. Plusieurs petites zones avec des niveaux de concurrence moyens et bas se trouvent plus ou moins dispersées entre les deux premières zones décrites.

Après avoir montré le niveau de concurrence spatiale et afin de montrer l'exemple du degré de détail des observations qui peuvent être dérivées de ces analyses, si l'on prend le scénario 2050 (1) comme exemple, il est possible de retenir que sur la zone 1 (nord de Grasse), spécifiquement sur les endroits où la concurrence spatiale est de 0.98, l'une des possibilités de compétition dans un polygone de 100 has montre qu'il existe 82% de conditions écologiques optimales pour les expressions de forêt de conifères de montagnes légèrement disséquées sur sol rendzine. Sur ce même polygone, se trouvent 91% des conditions optimales pour les expressions de prairie naturelles adaptées aux conditions de montagne légèrement disséquées sur sol rendzine, 82% des conditions écologiques optimales pour les expressions de forêt de feuillus de montagnes légèrement disséquées sur sol rendzine, 73% des conditions pour les expressions de forêt de transition de montagnes légèrement disséquées sur sol rendzine, et 82% des conditions pour les expressions de végétation sclérophylle de montagnes légèrement disséquées sur sol rendzine.

Pour terminer l'évaluation des impacts du changement climatique sur la biodiversité, seront présentés des tableaux de synthèse de l'ensemble des résultats relatifs à la perte potentielle de biodiversité, qui ont été exposés pour chaque groupe d'expressions écosystémiques dans les pages précédentes.

Dans ces tableaux, sont résumés dans une seule page tous les résultats concernant les impacts du changement climatique sur la diversité écosystémique et sont présentés les résultats spécifiques de perte de variété et de variabilité.

Tableau 57: Récapitulatif montrant les résultats de l'impact du changement climatique pour chaque groupe:

Type de structure	Expressions 2011	Expressions 2050 (1)	Perte d'expressions 2050 (1)	Perte de variété 2050 (1)	Changement de la variabilité 2050 (1)
Sclérophylle	10	12	2	20%	0,39 nats
Prairies	19	15	4	21%	1,06 nats
Forêt transition	21	21	0	0%	0,05 nats
Forêt mixte	17	12	5	29%	0,75 nats
Forêt conifères	21	15	6	29%	1,32 nats
Forêt feuillus	15	9	6	40%	0,44 nats

Type de structure	Expressions 2011	Expressions 2100 (1)	Perte d'expressions 2100 (1)	Perte de variété 2100 (1)	Changement de la variabilité 2100 (1)
Sclérophylle	10	3	3	30%	0,74 nats
Prairies	19	14	5	26%	0,18 nats
Forêt transition	21	21	0	0%	0,03 nats
Forêt mixte	17	10	7	41%	1 nats
Forêt conifères	21	15	5	24%	0,54 nats
Forêt feuillus	15	10	5	33%	0,66 nats

Type de structure	Expressions 2011	Expressions 2050 (2)	Perte d'expressions 2050 (2)	Perte de variété 2050 (2)	Changement de la variabilité 2050 (2)
Sclérophylle	10	8	2	20%	0,39 nats
Prairies	19	8	9	47%	1,17 nats
Forêt transition	21	11	10	48%	1,76 nats
Forêt conifères	17	10	7	41%	0,75 nats
Forêt feuillus	21	8	13	62%	1,32 nats
Forêt feuillus	15	7	8	53%	1,2 nats

Type de structure	Expressions 2011	Expressions 2100 (2)	Perte d'expressions 2100 (2)	Perte de variété 2100 (2)	Changement de la variabilité 2100 (2)
Sclérophylle	10	8	2	20%	0,62 nats
Prairies	19	10	9	47%	1,09 nats
Forêt transition	21	14	7	33%	0,4 nats
Forêt mixte	17	10	7	41%	1 nats
Forêt conifères	21	9	12	57%	0,54 nats
Forêt feuillus	15	7	8	53%	0,7 nats

La méthode et les résultats de l'évaluation de l'impact du changement climatique sur la diversité écosystémique ayant été clairement exposés et décrits, il est important d'identifier la cohérence ou les différences de ces résultats avec d'autres travaux disponibles dans la littérature scientifique, afin de positionner la valeur scientifique de ce travail de recherche.

Dans les analyses présentées précédemment, a été évoquée la possibilité d'une perte substantielle de variété et de variabilité et d'une transformation dans la distribution spatiale des expressions écosystémiques de climat tempéré et froid. Ces résultats sont soutenus par ceux de *Herranz et al.*, 2009. Les résultats de ces derniers sont cohérents avec les tendances exposées dans ce travail puisqu'ils mentionnent de façon explicite que le réchauffement et l'aridité pourront provoquer des réductions considérables et significatives des aires de distribution des types de végétation de haute montagne telles que la forêt de conifères et la forêt mixte.

D'autre part, les analyses présentées ont également évoqué la possibilité d'une expansion des expressions de végétation thermophile, sclérophylle et xérique. Ces résultats sont soutenus par ceux de Badeau et *Dupouey*, 2007 qui utilisent les prédictions climatiques ARPEGE et le scénario B2 du GIEC. La méthode utilisée par ces auteurs consiste en la caractérisation des aires de répartition actuelles des différentes essences à partir des modèles de régression statistique, dans le but de produire des cartes pour des espèces individuelles ainsi que pour des groupes d'espèces qui partagent des affinités climatiques. Parmi leurs résultats, des scénarios pour 2020-2049 et 2070-2099 sont disponibles, selon lesquels il est possible d'observer que certaines espèces méditerranéennes pourront s'étendre vers le nord en colonisant de nouvelles aires de répartition vers la fin du siècle. D'autres travaux, comme ceux de *Vennetier et Ripert*,

2010, proposent des méthodes pour estimer la répartition probable de la flore méditerranéenne à partir d'un modèle fondé sur une analyse factorielle des correspondances (AFC) et sur des mesures en placettes permanentes entre deux inventaires réalisés en 1996-97 puis en 2008. Ces auteurs montrent également à travers leurs résultats que « *les espèces mésophiles perdent rapidement du terrain et les mortalités massives de pin sylvestre et sapin dans le sud-est de la France confirment la menace qui pèse sur les espèces exigeantes en eau. A l'opposé, la flore xérothermophile est déjà largement disséminée dans les zones de climat frais et humide et elle peut ainsi facilement s'étendre dans les espaces libérés par les plantes mésophiles* ». Tous ces résultats confirment, encore une fois, les tendances montrées dans cette thèse.

Bœuf et Gautier, 2009, ont proposé une méthode afin d'évaluer la vulnérabilité des principales essences forestières face au stress hydrique dû au changement climatique, qui repose sur une approche synécologique croisée avec des calculs de bilans d'eau. Selon les auteurs, cette méthode consiste à établir un spectre écologique de dispersion pour les différents groupes fonctionnels dans le but de déterminer les seuils de vulnérabilité pour chaque essence forestière. Dans leur travail, ils ont utilisé les données climatiques modélisées à partir de la maille AUREHLY, (1961-1990, 1970-2000 et 2003) et des scénarios B2 et A2 du GIEC. Un des objectifs du travail est de pouvoir préciser la vulnérabilité des habitats Natura 2000, notamment dans les Zones Spéciales de Conservation (ZSC). Parmi d'autres résultats de leur travail, les auteurs ont estimé que « *à l'échéance de la fin du siècle, d'après les scénarios du GIEC, une « seconde période xérothermique » s'établirait et provoquerait une diminution des capacités d'adaptation des espèces tempérés et en même temps une recolonisation des espèces xériques et thermophiles* ». Leur hypothèse soutient également les arguments et résultats exposés dans les pages précédentes de cette thèse..

Dans la littérature scientifique, les travaux évoqués précédemment ainsi que d'autres, comme ceux de Lenoir, 2009; Parviainen et *al.*, 2009 ; Thuiller et *al.*, 2005 se sont principalement focalisés sur les impacts au niveau des espèces individuelles ou sur des groupes d'espèces. Au niveau du paysage ou unité du paysage, il est possible de citer, entre autres, le travail de Johnson et *al.*, 2010, qui explique les conséquences du changement climatique sur les complexes de zones humides dans les paysages en utilisant le modèle de simulation WETLANDSCAPE (WLS). Il s'agit d'un modèle de simulation déterministe, fondé sur une analyse des changements climatiques sur les prairies du nord, qui simule simultanément l'eau des zones humides de surface, les eaux souterraines et la dynamique de la végétation du complexe de zones humides. Par conséquent, même si la notion du paysage et d'unité du paysage est abordée dans ce travail, l'échelle des analyses et donc leurs résultats se concentrant uniquement sur une expression du paysage, et la notion de diversité est également abordée depuis la perspective des zones humides uniquement. En revanche, ce travail de thèse aborde les notions de paysage et de diversité de paysage de façon intégrale, en se focalisant sur toute la variété des expressions paysagères d'une zone déterminée ainsi que sur leur réponse face au changement climatique. Cette méthode est transposable vers d'autres zones ayant des caractéristiques différentes.

Afin de se démarquer des autres travaux, il est possible de conclure que, de façon presque générale, les efforts de recherche ont porté sur deux approches principales, dans le but de déterminer les impacts potentiels du changement climatique sur les espèces individuelles. Ces deux approches sont les suivantes :

1.- Estimation de la vulnérabilité des espèces

2.- Réponses des espèces face aux changements climatiques attendus.

Dans cette thèse l'objectif est d'évaluer les impacts sur la diversité depuis une perspective du paysage, ce qui permet d'obtenir une description détaillée des impacts sur chaque type d'expression écosystémique en particulier et non au niveau d'une espèce ou groupe d'espèces, et d'analyser de façon très détaillée l'impact sur les niveaux de diversité (variété, variabilité, hétérogénéité) écosystémique. Dans le modèle il y a été prise en compte l'incertitude sur la réponse des expressions écosystémique aux changements, mais aussi il y a été prise en compte la compétition écologique dans les projections, ce qui n'est pas généralement prise en compte dans les modèles d'impact sur des espèces particulières fondés sur les enveloppes bioclimatiques.

5. Conclusion des impacts du changement climatique sur la biodiversité des Alpes-Maritimes

La diversité des expressions écosystémiques et du paysage des Alpes-Maritimes sera-t-elle affectée et réduite vers la fin du XXI^{ème} siècle comme conséquence du changement climatique ?

Les résultats présentés dans ce travail permettent de confirmer que le changement climatique pourrait affecter et réduire de manière considérable la diversité écosystémique vers la fin du XXI^{ème} siècle.

Grâce aux résultats obtenus, il est possible de conclure que les expressions écosystémiques tempérées seront très touchées par les influences du changement climatique vers la fin du siècle. De façon générale, la tendance suggère que les expressions écosystémiques de type xérique et thermophylle auront de grandes possibilités de s'étendre et de coloniser de nouvelles aires. Cependant, l'aspect le plus important de cette partie du travail réside dans le fait que même si cette tendance est très claire (écosystèmes tempérés qui ont tendance à diminuer et écosystèmes xériques et thermophylles qui ont tendance à augmenter), la perte de diversité écosystémique est une constante irréfutable dans les deux cas. En d'autres termes, même si la tendance montre une possibilité d'expansion considérable pour certaines expressions écosystémiques capables de s'adapter aux conditions climatiques futures, il y aura perte de diversité car toutes les expressions thermophylles ou xériques ne sont pas favorisées de la même manière et au même niveau; par conséquent certaines expressions colonisent plus rapidement et plus de superficies que d'autres, ce qui engendre des asymétries profondes dans l'équi-répartition proportionnelle des expressions écosystémiques. En observant sur les cartes le phénomène d'expansion par rapport aux répartitions spatiales de référence des expressions écosystémiques, il est montré que même si certaines

expressions seront capables de s'adapter et d'augmenter leurs surfaces de répartition, cette augmentation de surface ne représentera pas une augmentation de la diversité ou de la variabilité. Par conséquent, dans quasiment tous les cas, même si la tendance est une expansion ou une contraction, la règle générale est une perte de diversité ou bien une perte de variabilité écosystémique. En effet, si la tendance est une contraction des expressions, c'est dû à la disparition d'une ou plusieurs expressions et cela provoque une diminution de la variabilité et une asymétrie dans la variabilité et l'hétérogénéité, mais si la tendance est une expansion, cette expansion n'est pas proportionnelle entre toutes les expressions écosystémiques, ce qui provoque un effet de dominance proportionnelle et par conséquent une diminution de la variabilité et de l'hétérogénéité. De ce fait, la perte de biodiversité est inévitable même si le changement climatique peut favoriser certaines expressions ou groupes d'expressions écosystémiques.

6. Conclusions du chapitre 3

Le chapitre trois comprend un grand nombre de résultats permettant de confirmer que la transformation du paysage et le changement climatique auront des conséquences considérables sur la perte de diversité écosystémique vers la fin du siècle. En somme, le chapitre trois permet de répondre aux questions suivantes :

Quelles sont les implications de l'artificialisation et de la transformation territoriale sur les expressions des écosystèmes?

Les résultats montrent qu'il existe un risque de perte de variété et de variabilité écosystémiques vers la fin du XXIème siècle. L'hypothèse 5 a été validée ; en effet, le travail a permis de constater que sur les 24 expressions du paysage ou expressions écosystémiques qui pourraient disparaître d'ici à la fin du XXIème siècle des quelles 18 correspondent à des expressions d'agriculture et 6 à des expressions des écosystèmes avec un certain niveau de conservation ou naturalisées.

Quelle est la réponse des expressions écosystémiques et du paysage aux changements climatiques ?

A travers les résultats et les cartes présentés, il a été démontré qu'en réponse au changement climatique, l'expansion, la translation géographique et la contraction des aires de répartition spatiale des expressions écosystémiques sont possibles et que de façon générale, les résultats peuvent ne peuvent que suggérer que la modification des enveloppes climatiques est une constante pour la grande majorité des expressions écosystémiques à cause du changement climatique dans le territoire d'étude.

Existe-t-il un impact synergique de la transformation du paysage et du changement climatique sur la biodiversité des Alpes-Maritimes vers la fin du XXIème siècle ?

La possibilité d'impact synergique de ces deux phénomènes sur la diversité écosystémique vers la fin du siècle a été évoquée à travers cinq scénarios : 1.- Scénario de transformation territoriale dû à l'artificialisation 2.- Scénario du changement climatique en 2050 (1) 3.- Scénario du changement climatique en 2100 (1) 4.- Scénario du changement climatique en 2050 (2) et 5.- Scénario du changement climatique en 2100 (2). Chaque scénario montre de façon indépendante ses influences directes sur les différentes expressions écosystémiques. Les expressions qui ont été affectées de façon

synergique par l'artificialisation et le changement climatique ont été identifiées et correspondent aux expressions suivantes :

- Forêt mixte de plaines avec collines légèrement disséquées sur sol rendzine ;
- Forêt de transition de hautes montagnes très fortement disséquées sur sol podzol ;
- Prairie naturelle de hautes collines moyennement disséquées sur sol lithosol ;
- Forêt de feuillus de plaines avec collines de légèrement à fortement disséquées sur sol rendzine ;
- Forêt de feuillus de hautes collines moyennement disséquées sur sol lithosol.

Ces résultats illustrent de façon indiscutable à quel point ces expressions écosystémiques (et par conséquent les écosystèmes auxquels elles forment partie) se trouvent au centre des enjeux de conservation ; certaines d'entre elles connaissent d'ailleurs un risque de disparition majeur. La disparition d'une expression écosystémique est très grave en termes écologiques, étant donné que la perte ne concerne pas seulement l'expression qui disparaît, mais aussi les interrelations et interdépendances (la perte de ces dernières est impossible à quantifier à partir de ce travail). Les résultats montrent que l'artificialisation et la transformation territoriale pourraient provoquer la perte d'au moins cinq expressions écosystémiques, ce qui est potentiellement très dommageable ; mais d'après les résultats des deuxième et troisième parties du chapitre trois, le changement climatique aura des effets considérables. Une des attentes de ce travail (après avoir écouté l'avis de spécialistes locaux à propos de la forte dynamique socio-économique et touristique de l'aire d'étude) était d'obtenir des résultats montrant que l'impact de l'artificialisation sur la biodiversité serait bien supérieure aux impacts du changement climatique. Contrairement à cela, les résultats des scénarios d'impact du changement climatique sur la biodiversité ont été une véritable surprise. Par conséquent, lorsque des scientifiques parlent de la *sixième extinction massive des espèces* (Leakey et al., 1995 ; Barnosky et al., 2011 ; Wit et al., 2003), en affirmant qu'elle a déjà commencé, cela ne semble pas une exagération ou de l'alarmisme scientifique. Les résultats de ce travail obligent à examiner sérieusement cette hypothèse d'extinction massive des espèces dans les prochaines décennies à cause du changement climatique (comme facteur principal).

Chapitre 4. Vers la conservation dynamique de la biodiversité

Chapitre 4. Vers la conservation dynamique de la biodiversité	270
1. Introduction	272
1.1. Vers la conservation dynamique : de nouveaux outils juridiques et réglementaires ou de nouveaux paradigmes pour la conservation ?	272
1.2. Démarche et composantes du plan systémique de conservation dynamique	276
1.3. Les principes de la conservation dynamique adaptative : « Une proposition du processus de conservation capable d'intégrer les changements globaux »	278
1.4. Le plan systémique de conservation dynamique	280
2. Le plan systémique de conservation dynamique : application au territoire des Alpes-Maritimes	281
2.1 Orientations de conservation et de régulation écologique en considération du risque de disparition des expressions écosystémiques	281
2.2. Unités de conservation dynamique adaptative (UCDA) pour les priorités ayant un risque de disparition	285
2.3. Priorités de conservation au regard du risque de perte de variété et de variabilité écosystémique	289
2.4. Unités de conservation dynamique adaptative (UCDA) pour les priorités ayant un risque d'érosion de la variété écosystémique	291
2.5. Unités de conservation dynamique adaptative (UCDA) pour les priorités ayant un risque d'érosion de la variabilité écosystémique	297
3. Intégration de ces résultats dans les outils juridiques et réglementaires de conservation	300
4. Conclusions du chapitre 4	301
Conclusion générale et perspectives de recherche	302
Références bibliographiques	306

1. Introduction

Ce travail de recherche a permis d'exposer différents moyens d'évaluation des impacts de la transformation territoriale et du changement climatique afin de proposer une démarche méthodologique pour la conservation dynamique de la biodiversité. Une des conclusions de la partie trois montre qu'il est nécessaire d'établir des moyens et plans de conservation permettant de conserver l'intégrité des écosystèmes face aux changements globaux occasionnés par la transformation territoriale et du paysage et par le changement climatique.

Dans ce chapitre, l'objectif est d'utiliser l'ensemble des résultats obtenus dans les trois chapitres précédents et de proposer un modèle de conservation capable d'intégrer les processus de dynamique observés dans ce travail.

Dans la première partie de ce chapitre, seront identifiées les priorités de conservation en tenant compte des impacts de l'artificialisation et du changement climatique. Dans la deuxième partie, sera exposé le plan systémique de conservation dynamique. Enfin la dernière partie du chapitre sera consacrée aux scénarios de conservation de diversité écosystémique.

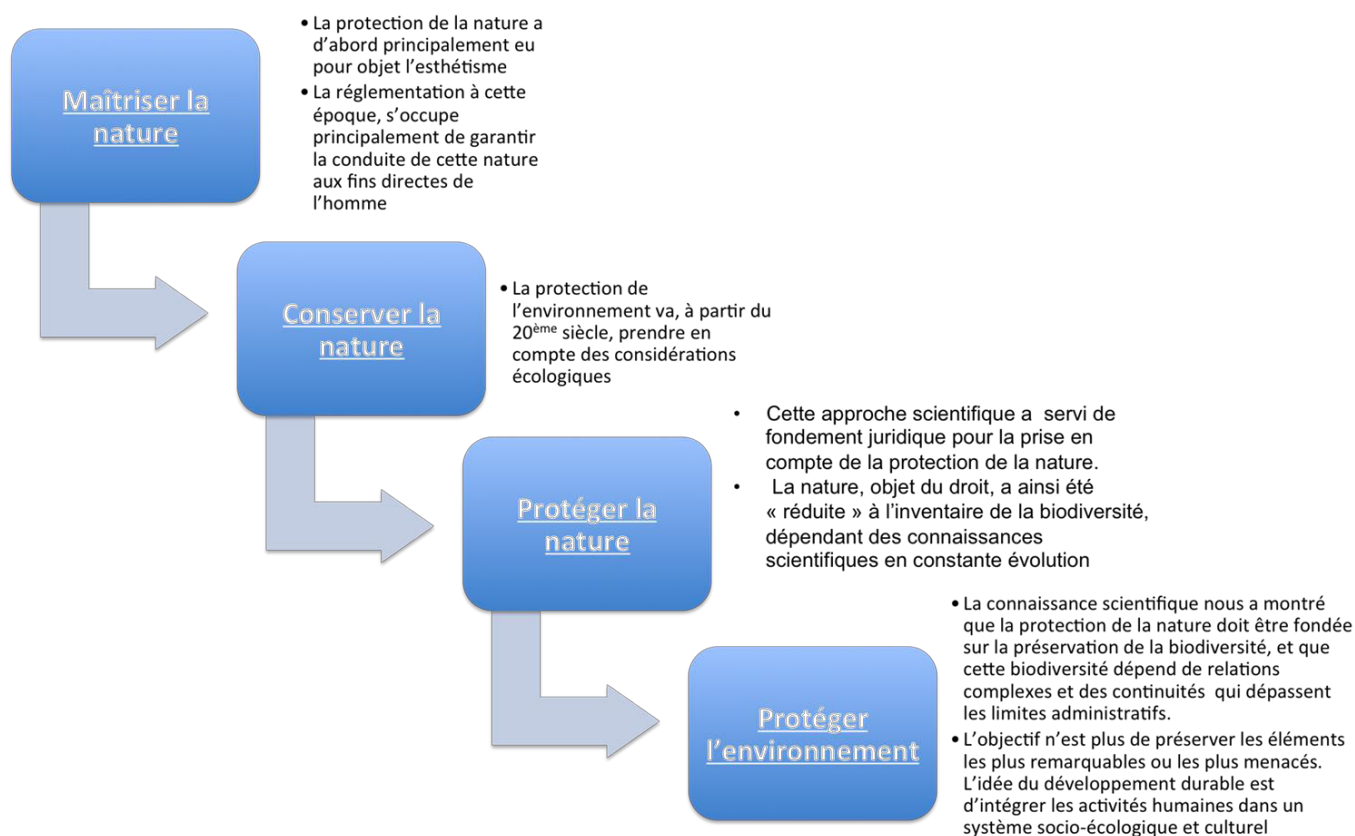
1.1. Vers la conservation dynamique : de nouveaux outils juridiques et règlementaires ou de nouveaux paradigmes pour la conservation ?

Dans ce travail de recherche, il est considéré que jusqu'à aujourd'hui, la conservation de la nature et plus récemment la conservation de la biodiversité a été conçue et mise en oeuvre de façon *statique* en termes spatiaux mais aussi en termes normatifs et juridiques. Il semble que les notions et les progrès apportés par la thermodynamique non linéaire concernant l'équilibre dynamique et la continuité des flux des écosystèmes n'ont pas été considérés par les scientifiques et par conséquent n'ont pas été pris en compte dans les politiques de conservation ; en effet, les instruments de conservation se focalisent sur des états temporels de la nature et des écosystèmes. Cela s'explique de façon plus claire et précise quand on évalue les outils de conservation tels que les réserves naturelles, les plans de gestion de la nature ou des espèces, les outils règlementaires, etc. Tous ces outils ont la caractéristique commune d'être focalisés sur une condition ou un état temporel de l'attribut à conserver (espèce, zone, population, paysage, etc.) et dans un espace bien délimité en termes spatiaux. Les limites statiques ont un effet négatif car les processus écologiques ne sont pas pris en compte dans cette démarche de conservation de la nature. D'après *Mugica*, et al., (2002), les frontières écologiques ne sont pas cohérentes avec les limites administratives définies dans les paysages méditerranéens. Pour cette raison, il serait nécessaire qu'une notion de conservation de la biodiversité avec des limites ou « *frontières* » dynamiques et adaptatives soit intégrée dans la réflexion des décideurs pour l'application des mesures règlementaires de conservation de la biodiversité. Il semble que la discussion a déjà commencé à s'installer dans les documents scientifiques. Par exemple, *Le Treut* et al., (2013) a signalé la nécessité de développer une gestion adaptative en tenant compte de l'incertitude générée par le changement climatique dans les mesures de gestion. Par ailleurs, *Angeon* et al., 2013, a proposé l'application de politiques de conservation de la

biodiversité depuis une perspective de gouvernance adaptative comme un moyen pour répondre à l'incertitude et à la complexité de la gestion des ressources naturelles, ce qui représente un changement dans la notion de conservation. Au fil du temps, les notions de conservation et de gestion écologique des territoires ont évolué et se sont transformées en fonction des différentes approches et interprétations scientifiques, mais aussi en fonction des notions d'usages des ressources naturelles. Cette évolution d'interprétations a notamment influencé la réglementation, qui est passée de la maîtrise de la nature à sa conservation, pour évoluer vers sa protection du fait des conséquences des activités anthropiques sur les écosystèmes, justifiant la création des différents outils et dispositifs juridiques (*Sanseverino-Godfrin*, et al., 2013). Les premières dispositions qui peuvent s'apparenter à une protection de la nature montrent une forte empreinte anthropocentrique, avec une préoccupation exclusivement d'ordre esthétique et une vision de maîtrise de la nature pour les besoins de l'homme (voir par exemple l'ordonnance de 1669 de Colbert sur la conservation des forêts françaises, dont le but était de garantir l'approvisionnement stratégique en bois pour l'armée royale). Peu à peu, l'objectif de conservation de la nature est traduit en objectif de protection de la nature qui devient un objet de droit, un objet protégé, d'intérêt général, mais elle est envisagée de manière fragmentée et « réduite » à un inventaire, dépendant des connaissances scientifiques en constante évolution. Ce positionnement a pour conséquence de protéger de manière limitative les espèces faunistiques et floristiques sur des espaces bien délimités géographiquement et généralement isolés sous la dénomination des réserves ou d'aires naturelles protégées. Néanmoins, dans le sillage de cette logique, vont être institués de nouveaux outils juridiques de protection fondamentaux, au titre desquels figure l'étude d'impact, avec une vision « spatiale » de la protection de la nature.

En effet, au cours du vingtième siècle, cette vision de la protection de la nature va évoluer, sous l'influence de travaux scientifiques et de l'émergence de la notion de « **biodiversité** », contraction de l'expression *diversité biologique* (expression qui était déjà utilisée dans la littérature scientifique depuis longtemps par des scientifiques comme *Margalef*, 1957 ; 1970 et par *Whittaker*, 1972) par *Walter Rosen* lors de la préparation du premier forum américain sur la diversité biologique en 1985 et plus tard en 1988 vulgarisé dans l'ouvrage de *Wilson* « Biodiversity ». En 1992 a été célébrée le Sommet de la Terre à Rio de Janeiro avec la finalité de créer un consensus pour la reconnaissance de la biodiversité comme un élément vital pour le développement des sociétés planétaires et comme élément primordial faisant l'objet d'une conservation urgente. D'après *Sanseverino-Godfrin*, et al., (2013), la fin du vingtième siècle et le début du vingt-et-unième siècle se caractérisent par une nouvelle appréhension juridique des éléments naturels, en passant d'une protection de la nature à une protection de l'environnement et à une préservation de la biodiversité. Les avancées des connaissances scientifiques amènent à ne plus appréhender la nature comme un ensemble fragmenté mais comme un vaste écosystème dans lequel les espèces végétales et animales, remarquables ou non, sont inter-reliées. De même évolue la perception de la place de l'homme dans cet environnement, puisque celui-ci ne désigne plus seulement ce qui entoure l'homme, mais l'environnement intègre pleinement ce dernier, le produit de ses activités et ses interactions avec la nature.

L'évolution historique des notions de conservation peut se résumer selon le graphique suivant :



Graphique 154 : Synthèses de l'évolution des notions de conservation et gestion de la nature

Dans cette évolution il semble qu'il commence à s'établir une nouvelle approche du problème de la conservation de la biodiversité, et qu'il est de plus en plus clair que le problème de manque d'instruments réglementaires n'est pas le seul problème à résoudre avec l'apparition de la TVB ; le problème est encore plus complexe. Pour *Billet*, (2010) la principale difficulté que rencontre le droit dans la conservation des continuités écologiques (objet primordial de la TVB), est qu'il est incapable de maîtriser un phénomène dynamique qui dépasse la technique habituelle du zonage statique, car les limites zonales font l'objet d'une reconnaissance juridique. Pour cet auteur, « *Le droit semble manifester une certaine détestation pour ce qui bouge* ». Depuis cette perspective, il est clair que le principal empêchement du droit afin d'être capable d'établir des critères de conservation et de protection de la biodiversité (au sens strict) est la nécessité d'une territorialisation bien définie avec des limites précises. Cela est dû au fait que les politiques de conservation ont encore du mal, dans la pratique, à prendre en compte la notion d'écosystème dans sa globalité et prennent uniquement certains éléments de l'écosystème de façon isolée. De plus, leur besoin d'établir des prescriptions claires et inflexibles les rend incapables de maîtriser les incertitudes générées par la dynamique des écosystèmes et par les phénomènes d'une magnitude comme le changement global. Cela prouve que les outils juridiques devront être adaptés à la conservation d'un processus dynamique tel que la biodiversité ou la connectivité.

Si le droit n'est pas capable d'intégrer la notion de dynamique, tous les outils réglementaires qui seront créés vont se confronter aux mêmes paradigmes et aux mêmes limites et empêcheront une véritable efficacité des politiques de conservation de la biodiversité. En revanche, l'apparition d'outils comme les réseaux écologiques dans plusieurs contextes géographiques (traduit en France par la TVB), montre que le droit commence à intégrer des aspects nécessaires pour la compréhension de la complexité écologique dans sa globalité et comme un objet de protection et de conservation. Cependant le problème est qu'il existe des confusions et des définitions qui ne sont pas tout à fait complètes, notamment sur la biodiversité, habitat, etc. (voir chapitre 1).

Dans les orientations nationales pour la définition de la TVB, et plus particulièrement les orientations et les méthodes pour l'élaboration des Schémas régionaux de cohérence écologique (SRCE), le problème d'absence de définition claire persiste étant donné que souvent, les SRCE sont élaborés en se focalisant sur des groupes d'espèces « *cibles et indicatrices* » pour la définition des continuités écologiques. C'est par exemple le cas dans l'étude « *Diagnostic des continuités écologiques pour les communes de la Dracénie et du Cœur du Var* », qui a servi comme méthode diagnostic et guide méthodologique pour la définition des continuités écologiques du SRCE de la Région PACA ; en effet dans cette étude, les espèces cibles sont « *les espèces patrimoniales pour lesquelles le territoire est important* » et les espèces indicatrices sont des « *espèces bénéficiant de bonnes connaissances en termes de distribution sur le territoire et présentant des exigences écologiques proches de celles des espèces cibles* ». Selon ce même document (l'étude diagnostique des continuités écologiques pour les communes de la Dracénie et du Cœur du Var), « Une fois définies les espèces cibles et indicatrices, sont identifiées les continuités écologiques sur les structures d'habitat en fonction de l'autoécologie de ces espèces sur quatre grands continuums écologiques : continuum forestier, continuum semi-ouvert (garrigues, maquis et friches), continuum ouvert et continuum hygrophile ». La première critique concerne les définitions des espèces cibles et indicatrices, en raison des ambiguïtés présentes dans le document évoqué ci-dessus. A partir du moment où l'analyse est centrée sur des espèces patrimoniales, la vision ou paradigme de conservation des éléments ou ressources écologiques emblématiques ou remarquables n'a pas changé alors que l'un des objectifs de la TVB est justement « ***une conservation globale de la biodiversité et non plus seulement de ses éléments les plus remarquables et emblématiques ou les plus menacés*** » (d'après le document « *Proposition issue du comité opérationnel trame verte et bleue en vue des orientations nationales pour la préservation et la remise en bon état des continuités écologiques* »). Une deuxième critique consiste à dire tout simplement que le territoire est important pour toutes les espèces, étant donné que toutes les espèces se distribuent inévitablement sur un territoire donné ; par conséquent, la définition d'espèces cibles manque de spécificité et de sens écologique, indépendamment du fait que certaines espèces ont des domaines de distribution (*domaine vital*) plus grands ou plus restreints que d'autres en termes spatiaux. Une troisième critique consiste à dire que ce processus méthodologique pour la définition des continuités écologiques ne prend pas vraiment en compte la notion de biodiversité car cette dernière doit être comprise comme une propriété de différenciation des systèmes écologiques, doit être évaluée en fonction de la variété, de la variabilité et de l'hétérogénéité des systèmes écologiques dans toutes ses différentes dimensions et échelles spatio-temporelles et doit être évaluée comme un processus dynamique (voir le chapitre trois). Ces arguments sont confirmés par le fait que la définition des grands continuums écologiques d'après la méthode du SRCE, ne tient pas non plus compte de la notion de diversité des expressions écosystémiques ou

des milieux (il a été montré au chapitre trois de cette thèse qu'il est possible de différencier les différentes expressions d'un écosystème à partir de la définition des unités du paysage). En effet, cette définition des continuums écologiques reste éloignée de l'objectif de conservation globale de la biodiversité.

Malgré les complications pour définir et appliquer correctement la TVB, celle-ci pourrait être un bon moyen pour répondre aux besoins de conservation de la biodiversité « *stricto sensu* », si dans sa définition est prise en considération une logique de paysage dynamique et de processus écologique, plutôt qu'une logique d'espèce ou d'élément d'intérêt écologique (espèce, population, zone, etc.), de façon isolée. De plus, il faudrait changer la vision de maintenir la composition des écosystèmes, par une vision de maintenir la fonction des écosystèmes si l'objectif est la conservation de la biodiversité, car les enregistrements paléoclimatiques ont démontré que les compositions des écosystèmes et les associations ont changé mais que les fonctions sont restées quand les écosystèmes ont su s'adapter aux changements (Ackerly, 2003). Enfin, d'après ce travail et les résultats obtenus, il est possible de constater que les outils réglementaires actuels pourront répondre aux besoins de conservation de la biodiversité dans la mesure où les connaissances scientifiques (malgré toutes leurs limites) sont prises en compte et appliquées correctement dans la définition des politiques publiques comme par exemple dans la définition de la TVB, ce qui permet de constater qu'il n'est pas nécessaire de créer de nouveaux outils juridiques mais d'appliquer correctement les concepts, les notions et les méthodes pour changer les paradigmes de conservation. Enfin il est nécessaire d'utiliser à bon escient le terme biodiversité en mettant fin à son utilisation de façon indiscriminée pour se référer à la nature, les espèces, l'ensemble d'espèces, etc. et de l'utiliser uniquement quand il implique la propriété de différenciation des systèmes écologiques à partir de leur variété et variabilité. La biodiversité ne doit pas être comprise comme un concept abstrait ; en réalité la notion de biodiversité a été mise en lumière justement pour rendre objective la complexité écologique en la mesurant à partir d'index quantitatifs, mais actuellement la simplification et utilisation à outrance du terme rend le concept confus et vague.

Seront présentées ensuite les démarches et notions afin de mettre en œuvre un plan systémique de conservation dynamique de la biodiversité.

1.2. Démarche et composantes du plan systémique de conservation dynamique

Dans cette partie du travail seront tout d'abord présentées les définitions relatives à la conservation dynamique de la biodiversité ainsi que les fondements de la nouvelle gouvernance environnementale que nous proposons. Suivront une proposition de principes pour la conservation dynamique et une série de stratégies pour sa mise en œuvre.

La conservation dynamique du paysage et de la biodiversité

Dans le cadre de ce travail, on appelle conservation dynamique, les actions de conservation des processus fonctionnels et structurels du paysage soumis à des conditions d'évolution continue. La conservation dynamique est fondée sur le fait qu'un paysage se trouve sous une pression de changements continus dus aux influences des perturbations naturelles mais aussi aux influences engendrées par les activités humaines sur le territoire. L'objectif est la conservation de flux (incluant les perturbations et les changements d'ordre naturel) des écosystèmes dans le même sens (direction) que dans le passé car ils ont déjà cumulé un niveau d'informations ou une espèce de mémoire exosomatique (Margalef, 1957 ; 1970 ; 1993), qui leur permet de répondre naturellement aux changements et de s'adapter en conséquence. Il s'agit en fait de maintenir les processus de changement mais aussi de maintenir la trajectoire historique des changements dans le même chemin évolutif, car ni l'homme, ni la science ni la politique ne peuvent imposer un état à la nature et aux écosystèmes. La conservation ne doit pas être un objectif isolé (Naveh et al., 2001 ; Blandin, 2009 ; Primack et al., 2012), et ce n'est pas seulement une question écologique ; elle doit-être une activité impliquant l'écologie, la politique, l'économie et la sociologie. Cela est cohérent avec ce qui est connu aujourd'hui comme la nouvelle gouvernance de l'environnement. Cette nouvelle gouvernance de l'environnement repose d'une part, sur une intégration des préoccupations environnementales au sein de toute politique publique et d'autre part, sur une participation du public aux décisions ayant des incidences sur l'environnement.

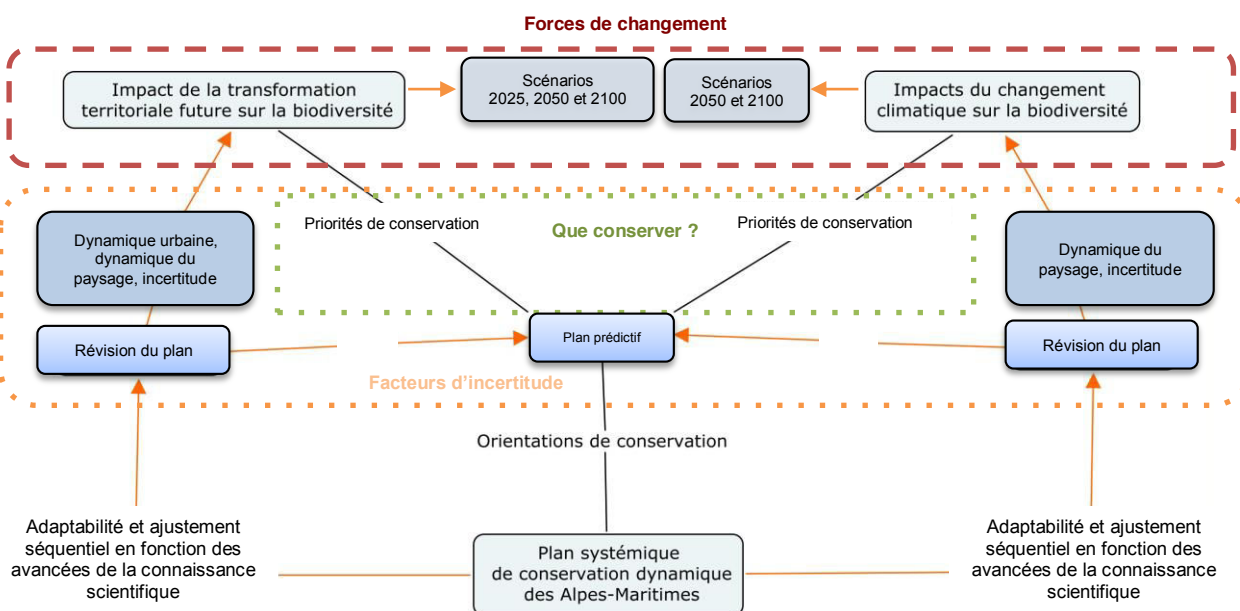
Concernant le premier aspect, l'impulsion a été initiée par l'Union européenne, qui a promu la protection de l'environnement au rang des préoccupations devant être intégrées dans toute politique de l'Union, par l'intermédiaire du traité de Maastricht du 7 février 1992 (Traité de l'Union européenne, entré en vigueur le 1^{er} novembre 1993). Par la suite, le traité d'Amsterdam du 2 octobre 1997 (Traité de l'Union européenne, entré en vigueur le 1^{er} mai 1999) a confirmé ce positionnement, en modifiant l'article 6 du Traité instituant la Communauté européenne. Figurant en tête du Traité, la nouvelle rédaction de l'article 6 réaffirme la clause d'intégration de l'environnement dans la définition et la mise en œuvre des autres politiques, cette intégration étant un des moyens de promouvoir un développement durable.

Sous l'influence des Traités de l'Union européenne, la place prépondérante de la protection de l'environnement a également été affirmée en France, par la loi constitutionnelle du 1^{er} mars 2005, instituant la Charte de l'environnement. En faisant entrer la protection de l'environnement dans le bloc de constitutionnalité, la loi constitutionnelle promeut, à l'instar de l'Union européenne, un principe d'intégration de l'environnement dans toute politique et notamment dans toute orientation de développement économique, en s'appuyant en particulier sur le principe de développement durable. Elle fait de l'environnement un principe constitutionnel, accroissant ainsi sa protection juridique. « La Charte place en effet, désormais, les principes de sauvegarde de notre environnement au même niveau que les *Droits de l'Homme et du Citoyen* de 1789 et les droits économiques et sociaux du préambule de 1946 » (site du Ministère de l'Ecologie, du Développement Durable et de l'Energie). Ces textes fondamentaux ont conduit à définir une nouvelle gouvernance de l'environnement, celui-ci devenant une préoccupation incontournable, quel que soit le

domaine dans lequel des décisions sont prises. Parallèlement et de manière complémentaire, la nouvelle gouvernance de l'environnement se construit en prenant appui sur les principes d'information et de participation du public. L'hypothèse est qu'une plus grande implication et sensibilisation des citoyens dans les décisions conduit à une meilleure protection de l'environnement. Ainsi, la convention internationale d'Aarhus du 25 juin 1998, en vigueur depuis le 30 octobre 2001, dans l'objectif de contribuer à la protection du droit de chaque personne, des générations présentes et futures, de vivre dans un environnement sain, proclame trois principes fondamentaux : l'accès du public à l'information sur l'environnement, la participation du public à la prise de décisions ayant des incidences sur l'environnement et l'extension des conditions d'accès à la justice en matière d'environnement. Cette convention a été signée par la Communauté Européenne (devenue depuis l'Union Européenne) et ses États membres en 1998 et fait l'objet d'une transposition dans le droit de l'Union Européenne, par la décision 2005/370/CE du Conseil, du 17 février 2005.

1.3. Les principes de la conservation dynamique adaptative : « Une proposition du processus de conservation capable d'intégrer les changements globaux »

La conservation dynamique repose sur un principe d'anticipation adaptative comme base fondamentale. Dans ce travail, l'anticipation adaptative consiste en la déduction des impacts potentiels sur les écosystèmes à moyen et long terme, pour l'adaptation séquentielle et la conception du plan systémique de conservation dynamique. De plus, la conservation dynamique est espace-spécifique (selon les conditions spécifiques de l'espace d'intérêt, les objectifs de conservation doivent être définis pour chaque espace, et non prédéfinis), et échelle-spécifique (selon le processus d'intérêt de conservation, l'échelle d'analyse géographique doit être définie pour chaque espace, mais elle ne doit pas être prédéfinie, car chaque processus a son propre fonctionnement dans un contexte spatio-temporel complexe *Burel et Baudry, 2002 ; Farina, 2011*). Enfin, la conservation dynamique cherche les moyens de préserver les capacités adaptatives des écosystèmes face aux changements globaux afin de maintenir leurs niveaux de variété et variabilité écosystémique.



Graphique 155 : Schéma conceptuel du processus de conservation dynamique

en considération des aspects économiques et d'usage des ressources naturelles au profit exclusif de l'Homme. L'aspect adaptatif n'est pas pris en compte en fonction des priorités de conservation, mais en fonction des priorités de gestion et de la façon dont l'espace protégé est géré (c'est-à-dire que les priorités de conservation n'évoluent pas). En réalité, ce schéma montre que la gestion adaptative garde une logique de protection « *in situ* » réduite à l'inventaire d'espèces menacées et emblématiques.

1.4. Le plan systémique de conservation dynamique

Le plan systémique de conservation dynamique est un produit cartographique qui réunit l'ensemble des orientations et des critères de régulation écologique, attributs écologiques et unités de conservation dynamique adaptative (UCDA). Ce plan n'est pas un outil réglementaire, mais plutôt un outil d'aide à l'intégration des priorités futures de conservation pour les outils réglementaires déjà existants incluant la TVB. Il convient de souligner que le plan systémique de conservation dynamique (PSCD) n'est pas statique et est, de ce fait, en perpétuelle actualisation, ce qui est probablement le point fort mais en même temps le principal facteur limitant pour son application. En effet, l'ensemble des hypothèses et les méthodologies avec lesquels il peut être construit n'est qu'un reflet de l'état temporel de la connaissance des phénomènes (et de ses causes) provoquant la dynamique des écosystèmes. Pour cette raison, le plan doit être révisé et actualisé continuellement et nécessite l'intégration de l'incertitude et de la flexibilité comme des facteurs d'inclusion incontournables et inévitables dans la prise de décisions.

Le plan systémique de conservation dynamique adaptative propose trois stratégies pour conserver la biodiversité dans un contexte de changement global:

Stratégie 1 : Préserver l'hétérogénéité

Il est plus important de maintenir une configuration du paysage hétérogène que de maintenir ou conserver un état temporel et spécifique du paysage.

L'hétérogénéité du paysage et des conditions écologiques peut faciliter une transition progressive entre une communauté dominante ayant une faible capacité d'adaptation aux nouvelles conditions environnementales induites par le changement climatique, vers un autre groupe de communautés déjà bien adaptées dans la mosaïque paysagère (Múgica et al., 2002 ; Collinge, 2009). Cette stratégie n'évite pas la disparition d'espèces ou de compositions du paysage, mais elle évite la disparition des fonctions écologiques des écosystèmes et des paysages.

Stratégie 2 : préserver la fonction plutôt que la composition

La conservation de la fonction des écosystèmes permet non seulement de maintenir les processus écologiques responsables de l'évolution et les capacités de réponse des écosystèmes, mais aussi de garantir le maintien des capacités de ces derniers à rendre des services aux sociétés humaines (Craighead et al., 2013). *Il faut faire en sorte que les écosystèmes puissent évoluer naturellement.*

Stratégie 3 : faciliter la migration à travers le paysage

La conservation des continuités écologiques permet d'assurer la stabilité (stabilité dynamique) des processus essentiels du paysage. « La meilleure mosaïque paysagère serait celle qui permettrait la conservation de la biodiversité et des processus de façon compatible avec l'usage culturel des ressources » (*Forman*, 1995). Une conservation des continuités écologiques permet de conserver les processus de migration et de distribution de la biodiversité à travers le paysage afin de répondre aux changements globaux.

2. Le plan systémique de conservation dynamique : application au territoire des Alpes-Maritimes

2.1 Orientations de conservation et de régulation écologique en considération du risque de disparition des expressions écosystémiques

L'identification des priorités futures de conservation permet la prise de décisions et l'établissement des orientations de conservation et de régulation écologique de façon priorisée, tout en pondérant les risques d'impact sur chaque expression écosystémique ou groupe d'expressions. Les orientations de régulation écologique décrivent l'objectif de la politique écologique, c'est-à-dire la conservation prioritaire ou conservation critique (voir le tableau de décisions) ainsi que la définition des attributs écologiques de conservation. Un premier tableau servant à la classification des niveaux de risque de disparition d'expressions écosystémiques est élaboré afin de créer un système de pondération du niveau de risque. Pour réaliser ce tableau, ont été utilisés les résultats du chapitre trois. En effet, chaque scénario (transformation territoriale et changement climatique), montre de façon séparée les différentes expressions écosystémiques qui seront affectées par chaque phénomène.

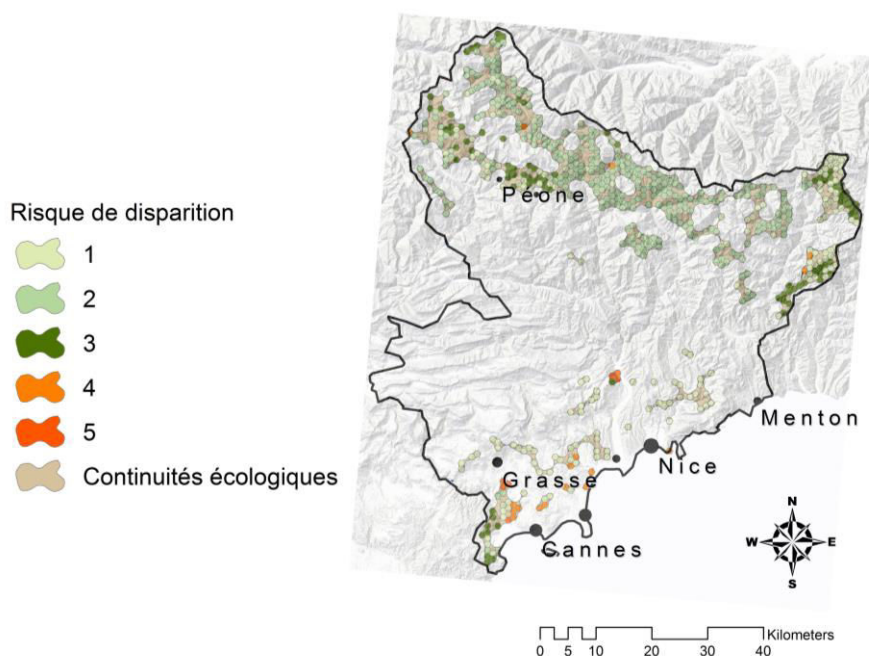
Le tableau est composé du croisement des orientations de conservation et de régulation écologique (correspondant aux éléments de conservation prioritaire et aux éléments de conservation critique) et des niveaux de risque de disparition.

Tableau 58 : Tableau de décisions pour l'établissement d'orientations de conservation et de régulation écologique en considération du risque de disparition des expressions écosystémiques

		Niveaux de risque de disparition				
Orientations de conservation et de régulation écologique	Critère	1	2	3	4	5
	Conservation prioritaire					
	Conservation critique					

Interprétation du tableau :

Le niveau de risque est classifié selon 5 niveaux. Le premier niveau signifie que pour 1 scénario sur 5, (1 scénario de transformation territoriale et 4 scénarios de changement climatique, -voir chapitre trois-) est annoncée la disparition de l'expression écosystémique. Le second niveau signifie que pour 2 scénarios sur 5, la disparition de l'expression est annoncée (il en va de même pour les scénarios 3 et 4). Le niveau 5 signifie que dans tous les scénarios est annoncée la disparition de l'expression en question. La conservation prioritaire (actions urgentes) s'applique selon le tableau aux trois premiers niveaux de risque de disparition. La conservation critique (actions immédiates) s'appliquent aux niveaux de risque de disparition 4 et 5.



Graphique 157 : priorités de conservation au regard du risque de disparition

Les éléments de conservation prioritaire ayant un niveau de risque 1 sont ceux dont le risque de disparition est annoncé dans un seul des scénarios prospectifs. Les éléments de conservation prioritaire de niveau 2 sont ceux dont le risque de disparition est annoncé dans deux des scénarios prospectifs. Les éléments de conservation prioritaire de niveau 3 sont ceux dont le risque de disparition est annoncé dans trois scénarios prospectifs. Les éléments de conservation critique de niveau 4 sont ceux dont le risque de disparition est annoncé dans quatre scénarios prospectifs. Enfin, les éléments de conservation critique de niveau 5 sont ceux dont le risque de disparition est annoncé dans 5 scénarios. Ces derniers éléments sont les éléments de priorité principale de conservation du plan systémique de conservation dynamique (PSCD), en termes de risque de disparition. Les éléments de continuité écologique observés sur la carte ont été élaborés à partir de la méthode de dilatation/érosion (Amsallem et al., 2010). Cette technique est fondée sur l'analyse des distances entre deux espaces afin de mettre en évidence les chemins les plus directs permettant de les relier. Cette technique,

développée dans le cadre de l'analyse morphologique mathématique, où elle est aussi appelée fermeture morphologique, consiste en deux étapes ; 1.- les taches ou polygones d'intérêt sont «dilatées» par une auréole dont la largeur a été fixée à la distance de dispersion moyenne observée à partir d'une analyse de voisinage (1150 mètres). 2.- l'étape de dilatation est complétée par une étape d'érosion (ou de contraction) d'une largeur identique à la dilatation, à l'issue de laquelle les zones de connexions potentielles entre les taches apparaissent. Toutes les zones de l'auréole de dilatation qui ne permettaient pas de fusionner deux taches sont «supprimées».

Tableau 59 : Priorités de conservation ayant un risque de disparition

Priorités de conservation en risque de disparition		Niveau de risque
1	Forêt mixte de plaines avec collines légèrement disséquées sur sol rendzine	5
2	Forêt de feuillus en plaines avec collines de légèrement à fortement disséquées sur sol rendzine	5
3	Forêt de feuillus de hautes collines moyennement disséquées sur sol lithosol	5
4	Prairie naturelle de hautes collines moyennement disséquées sur sol lithosol	4
5	Prairie naturelle de hautes collines fortement disséquées sur sol lithosol	4
6	Forêt mixte de hautes collines moyennement disséquées sur sol lithosol	4
7	Forêt de feuillus de hautes collines moyennement disséquées sur sol lithosol	4
8	Forêt mixte de hautes montagnes moyennement disséquées sur sol andosol	4
9	forêt mixte de hautes montagnes moyennement disséquées sur sol cambisol	4
10	Forêt de feuillus de hautes montagnes très fortement disséquées sur sol andosol	4
11	Forêt de conifères de plaines avec collines de légèrement à fortement disséquées sur sol rendzine	4
12	Forêt de feuillus de plaines avec collines de légèrement à fortement disséquées sur sol cambisol	4
13	Forêt de feuillus de plaines avec collines de légèrement à fortement disséquées sur sol rendzina	4
14	Forêt de conifères de plaines avec collines de légèrement à fortement disséquées sur sol andosol	4
15	Forêt de conifères de plaines avec collines de légèrement à fortement disséquées sur sol cambisol	4
16	Forêt mixte de hautes collines moyennement disséquées sur sol andosol	3
17	Prairie naturelle de hautes collines moyennement disséquées sur sol lithosol	3
18	Forêt de feuillus de hautes montagnes moyennement disséquées sur sol andosol	3
19	Prairie naturelle de hautes montagnes moyennement disséquées sur sol andosol	3
20	Forêt de feuillus de hautes montagnes moyennement disséquées sur sol cambisol	3
21	Prairie naturelle de hautes montagnes moyennement disséquées sur sol lithosol	3
22	Prairie naturelle de hautes montagnes très fortement disséquées sur sol cambisol	3
23	Prairie naturelle de hautes montagnes très fortement disséquées sur sol lithosol	3
24	Forêt de conifères de montagnes légèrement disséquées sur sol andosol	3
25	Prairie naturelle de montagnes légèrement disséquées sur sol andosol	3
26	Forêt mixte de plaines avec collines de légèrement à fortement disséquées sur sol andosol	3
27	Forêt mixte de plaines avec collines de légèrement à fortement disséquées sur sol rendzine	3

28	Forêt de transition de hautes montagnes très fortement disséquées sur sol podzol	2
29	Forêt de conifères de hautes montagnes moyennement disséquées sur sol andosol	2
30	Hautes Montagnes moyennement disséquées lithosol forêt de conifères	2
31	Hautes Montagnes moyennement disséquées lithosol forêt mixte	2
32	Hautes Montagnes moyennement disséqués lithosol forêt de transition	2
33	Hautes montagnes très fortement disséquées andosol forêt de conifères	2
34	Hautes montagnes très fortement disséquées andosol prairie naturelle	2
35	Hautes montagnes très fortement disséquées cambisol forêt de feuillus	2
36	Hautes montagnes très fortement disséquées lithosol forêt de conifères	2
37	Hautes montagnes très fortement disséquées podzol forêt de conifères	2
38	Hautes montagnes très fortement disséquées podzol prairie naturelle	2
39	Hautes montagnes très fortement disséquées rendzina forêt de feuillus	2
40	Hautes montagnes très fortement disséquées rendzine forêt de conifères	2
41	Montagnes légèrement disséquées lithosol forêt de conifères	2
42	Montagnes légèrement disséqués lithosol forêt de transition	2
43	Plaines avec collines de légèrement a fortement disséqués andosol forêt de transition	2
44	Plaines avec collines de légèrement a fortement disséqués rendzine forêt de transition	2
45	Plaines avec collines légèrement disséqués cambisol forêt de transition	2
46	Hautes collines moyennement disséquées andosol forêt de conifères	1
47	Hautes collines moyennement disséquées andosol forêt de transition	1
48	Hautes collines moyennement disséquées cambisol prairie naturelle	1
49	Hautes collines moyennement disséqués andosol forêt de transition	1
50	Hautes Montagnes moyennement disséquées cambisol forêt de conifères	1
51	Hautes Montagnes moyennement disséquées cambisol prairie naturelle	1
52	Hautes Montagnes moyennement disséquées lithosol forêt de conifères	1
53	Hautes Montagnes moyennement disséqués andosol forêt de transition	1
54	Hautes Montagnes moyennement disséqués cambisol forêt de transition	1
55	Hautes montagnes très fortement disséquées cambisol forêt de conifères	1
56	Hautes montagnes très fortement disséquées cambisol forêt de feuillus	1
57	Hautes montagnes très fortement disséquées cambisol forêt mixte	1
58	Hautes montagnes très fortement disséquées rendzine forêt mixte	1
59	Hautes montagnes très fortement disséqués cambisol forêt de transition	1
60	Hautes montagnes très fortement disséqués rendzine forêt de transition	1
61	Montagnes légèrement disséquées andosol forêt de conifères	1
62	Montagnes légèrement disséquées litosol forêt de conifères	1
63	Plaines avec collines de légèrement a fortement disséquées cambisol forêt mixte	1
64	Plaines avec collines de légèrement a fortement disséqués cambisol forêt de transition	1
65	Plaines avec collines de légèrement a fortement disséquées andosol forêt mixte	1
66	Plaines avec collines de légèrement a fortement disséquées cambisol forêt mixte	1
67	Plaines avec collines de légèrement a fortement disséquées rendzine forêt mixte	1
68	Plaines avec collines de légèrement a fortement disséquées rendzine prairie naturelle	1

Le tableau antérieur décrit les priorités de conservation susceptibles de disparaître vers la fin du siècle à cause de l'artificialisation ou du changement climatique. 68 expressions sont cataloguées avec un risque de disparition vers la fin du siècle, principalement à cause du changement climatique.

2.2. Unités de conservation dynamique adaptative (UCDA) pour les priorités ayant un risque de disparition

Les unités de conservation dynamique adaptative correspondent à l'unité minimale d'application du PSCD. Ces unités sont composées d'un attribut cible de conservation, en fonction de leur niveau de risque de disparition. Chaque unité a un objectif écologique spécifique.

Tableau 60 : UCDA Niveau 1 "Priorités de conservation au regard du risque de disparition"

ID	UCDA Niveau 1 "Priorités ayant un risque de disparition"	Niveau de risque de disparition	Orientation	Objectif écologique spécifique	Objectif de politique publique et critère de régulation
46	Hautes collines moyennement disséquées andosol forêt de conifères	1	Conservation prioritaire	<p>1. Mettre l'accent sur la conservation des fonctions écosystémiques</p> <p>2. Maintenir et promouvoir des actions en favorisant les capacités de migration et d'adaptation au changement climatique</p> <p>3. Insister davantage sur la conservation des continuités écologiques</p>	<p>Concilier les orientations actuelles et futures de politique publique, de développement et d'aménagement du territoire au regard des objectifs écologiques.</p> <p>(Niveau d'information qui reste générale et qui demanderait une étude complémentaire dans le but d'établir des objectifs de politique publique détaillés et précis)</p>
47	Hautes collines moyennement disséquées andosol forêt de transition	1			
48	Hautes collines moyennement disséquées cambisol prairie naturelle	1			
49	Hautes collines moyennement disséquées andosol forêt de transition	1			
50	Hautes Montagnes moyennement disséquées cambisol forêt de conifères	1			
51	Hautes Montagnes moyennement disséquées cambisol prairie naturelle	1			
52	Hautes Montagnes moyennement disséquées lithosol forêt de conifères	1			
53	Hautes Montagnes moyennement disséquées andosol forêt de transition	1			
54	Hautes Montagnes moyennement disséquées cambisol forêt de transition	1			
55	Hautes montagnes très fortement disséquées cambisol forêt de conifères	1			
56	Hautes montagnes très fortement disséquées cambisol forêt de feuillus	1			
57	Hautes montagnes très fortement disséquées cambisol forêt mixte	1			
58	Hautes montagnes très fortement disséquées rendzine forêt mixte	1			
59	Hautes montagnes très fortement disséquées cambisol forêt de transition	1			
60	Hautes montagnes très fortement disséquées rendzine forêt de transition	1			
61	Montagnes légèrement disséquées andosol forêt de conifères	1			
62	Montagnes légèrement disséquées litosol forêt de conifères	1			
63	Plaines avec collines de légèrement à fortement disséquées cambisol forêt mixte	1			
64	Plaines avec collines de légèrement à fortement disséquées cambisol forêt de transition	1			

65	Plaines avec collines de légèrement a fortement disséquées andosol forêt mixte	1			
66	Plaines avec collines de légèrement a fortement disséquées cambisol forêt mixte	1			
67	Plaines avec collines de légèrement a fortement disséquées rendzine forêt mixte	1			
68	Plaines avec collines de légèrement a fortement disséquées rendzine prairie naturelle	1			

La première UCDA correspond aux attributs écologiques ayant un risque de disparition annoncé dans un des scénarios prospectifs. Cette unité est définie comme une unité de conservation prioritaire de niveau 1. L'objectif de cette unité en termes de politique écologique de conservation est de maintenir les capacités de migration et d'adaptation au changement climatique. Le critère de régulation consiste à concilier les orientations actuelles et futures de politique publique, de développement et d'aménagement du territoire au regard des objectifs écologiques. Il faut souligner que les objectifs de politique et de régulation ne sont pas détaillés car l'objectif de cette partie de la thèse est de développer une méthode pour l'identification des priorités de conservation au regard de la transformation du territoire et du changement climatique et non la formulation des objectifs de politique de conservation. La définition spécifique d'objectifs de politique implique une planification participative qu'il n'est pas possible de réaliser dans le cadre de cette thèse. Cependant, même si l'objectif de politique publique reste général, l'orientation et l'objectif écologique donnent une idée sur les perspectives de recherche nécessaires afin de compléter ce travail.

Tableau 61 : UCDA Niveau 2 "Priorités de conservation au regard du risque de disparition"

ID	UCDA Niveau 2 "Priorités ayant un risque de disparition"	Niveau de risque de disparition	Orientations	Objectif écologique spécifique	Objectif de politique publique et critère de régulation
28	Forêt de transition de hautes montagnes très fortement disséquées sur sol podzol	2	Conservation prioritaire	1. Réduire et éviter la fragmentation 3. Garantir des actions en favorisant les capacités de migration et d'adaptation au changement climatique. 3. Insister davantage sur la conservation des continuités écologiques	Concilier les orientations actuelles et futures de politique publique, de développement et d'aménagement du territoire au regard des objectifs écologiques. (Niveau d'information qui reste général et qui demanderait une étude complémentaire dans le but d'établir des objectifs de politique publique détaillés et précis)
29	Hautes Montagnes moyennement disséquées andosol forêt de conifères	2			
30	Hautes Montagnes moyennement disséquées lithosol forêt de conifères	2			
31	Hautes Montagnes moyennement disséquées lithosol forêt mixte	2			
32	Hautes Montagnes moyennement disséqués lithosol forêt de transition	2			
33	Hautes montagnes très fortement disséquées andosol forêt de conifères	2			
34	Hautes montagnes très fortement disséquées andosol prairie naturelle	2			
35	Hautes montagnes très fortement disséquées cambisol forêt de feuillus	2			
36	Hautes montagnes très fortement disséquées lithosol forêt de conifères	2			
37	Hautes montagnes très fortement disséquées podzol forêt de conifères	2			
38	Hautes montagnes très fortement disséquées podzol prairie naturelle	2			
39	Hautes montagnes très fortement disséquées rendzina forêt de feuillus	2			
40	Hautes montagnes très fortement disséquées rendzine forêt de conifères	2			
41	Montagnes légèrement disséquées lithosol forêt de conifères	2			

42	Montagnes légèrement disséqués lithosol forêt de transition	2			
43	Plaines avec collines de légèrement a fortement disséqués andosol forêt de transition	2			
44	Plaines avec collines de légèrement a fortement disséqués rendzine forêt de transition	2			
45	Plaines avec collines légèrement disséqués cambisol forêt de transition	2			

La deuxième UCDA correspond aux attributs écologiques ayant un risque de disparition annoncé dans deux scénarios prospectifs. Cette unité est définie comme une unité de conservation prioritaire de niveau 2. L'objectif de cette unité en termes de politique écologique de conservation est de garantir les capacités de migration et d'adaptation au changement climatique. Le critère de régulation écologique consiste à concilier les orientations actuelles et futures de politique publique, de développement et d'aménagement du territoire au regard des objectifs écologiques. Le développement d'infrastructures et d'activités extractives sur le territoire doit être conduit afin de garantir la conservation de cette unité et l'application des projets de réduction de la fragmentation écologique du paysage et des habitats (l'objectif de politique publique reste général).

Tableau 62 : UCDA Niveau 3 "Priorités de conservation au regard du risque de disparition"

ID	UCDA Niveau 3 "Priorités ayant un risque de disparition"	niveau de risque	Orientations	Objectif écologique spécifique	Objectif de politique publique et critère de régulation
16	Hautes collines moyennement disséquées andosol forêt mixte	3	Conservation prioritaire	1. Etablir des mesures de protection pour maintenir et rétablir les capacités de migration et d'adaptation au changement climatique et pour réduire et éviter la fragmentation 2. Insister davantage sur la conservation des continuités écologiques	Concilier les orientations actuelles et futures de politique publique, de développement et d'aménagement du territoire au regard des objectifs écologiques. Restriction des activités incompatibles avec l'objectif écologique conservation fondé sur des études spécifiques de compatibilité (Niveau d'information qui reste générale et qui demanderait une étude complémentaire dans le but d'établir des objectifs de politique publique détaillés et précis)
17	Hautes collines moyennement disséquées lithosol prairie naturelle	3			
18	Hautes Montagnes moyennement disséquées andosol forêt de feuillus	3			
19	Hautes Montagnes moyennement disséquées andosol prairie naturelle	3			
20	Hautes Montagnes moyennement disséquées cambisol forêt de feuillus	3			
21	Hautes Montagnes moyennement disséquées lithosol prairie naturelle	3			
22	Hautes montagnes très fortement disséquées cambisol prairie naturelle	3			
23	Hautes montagnes très fortement disséquées lithosol prairie naturelle	3			
24	Montagnes légèrement disséquées andosol forêt de conifères	3			
25	Montagnes légèrement disséquées andosol prairie naturelle	3			
26	Plaines avec collines de légèrement a fortement disséquées andosol forêt mixte	3			
27	Plaines avec collines de légèrement a fortement disséquées rendzine forêt mixte	3			

La troisième UCDA correspond aux attributs écologiques ayant un risque de disparition annoncé dans trois scénarios prospectifs. Cette unité est définie comme une unité de

conservation prioritaire de niveau 3. L'objectif écologique de cette unité est d'établir des mesures pour maintenir et rétablir les capacités de migration et d'adaptation au changement climatique et réduire et éviter la fragmentation de cette unité. Le critère de régulation écologique consiste à concilier les orientations actuelles et futures de politique publique, de développement et d'aménagement du territoire au regard des objectifs écologiques et à considérer la restriction des activités incompatibles avec les objectifs de conservation fondés sur une étude participative complémentaire (l'objectif de politique publique reste général).

Tableau 63 : UCDA Niveau 4 "Priorités de conservation au regard du risque de disparition"

ID	UCDA Niveau 4 "Priorités ayant un risque de disparition"	Niveau de risque	Orientations	Objectif écologique spécifique	Objectif de politique publique et critère de régulation
4	Prairie naturelle de hautes collines moyennement disséquées sur sol lithosol	4	Conservation critique	1. Etablir des mesures impératives de protection afin de maintenir et de rétablir les capacités de migration et d'adaptation au changement climatique 2. Insister davantage sur la conservation des continuités écologiques et l'hétérogénéité de la mosaïque paysagère.	Concilier les orientations actuelles et futures de politique publique, de développement et d'aménagement du territoire au regard des objectifs écologiques. Interdiction d'activités incompatibles aux objectifs écologiques fondés sur l'étude complémentaire. (Niveau d'information qui reste général et qui demanderait une étude complémentaire dans le but d'établir des objectifs de politique publique détaillés et précis)
5	Hautes collines fortement disséquées lithosol prairie naturelle	4			
6	Hautes collines moyennement disséquées lithosol forêt mixte	4			
7	Hautes collines moyennement disséquées litosol forêt de feuillus	4			
8	Hautes Montagnes moyennement disséquées andosol forêt mixte	4			
9	Hautes Montagnes moyennement disséquées cambisol forêt mixte	4			
10	Hautes montagnes très fortement disséquées andosol forêt de feuillus	4			
11	Plaines avec colline de légèrement à fortement disséquées rendzine forêt de conifères	4			
12	Plaines avec collines de légèrement à fortement disséquées cambisol forêt de feuillus	4			
13	Plaines avec collines de légèrement à fortement disséquées rendzina forêt de feuillus	4			
14	Plaines avec collines de légèrement à fortement disséquées andosol forêt de conifères	4			
15	Plaines avec collines de légèrement à fortement disséquées cambisol forêt de conifères	4			

La quatrième UCDA correspond aux attributs écologiques ayant un risque de disparition annoncé dans quatre scénarios prospectifs. Cette unité est définie comme une unité de conservation critique de niveau 4. L'objectif de cette unité en termes de politique écologique est d'établir des mesures impératives de protection afin de maintenir et de rétablir les capacités de migration et d'adaptation au changement climatique. Le critère de régulation consiste à concilier les orientations actuelles et futures de politique publique, de développement et d'aménagement du territoire au regard des objectifs écologiques et à considérer l'interdiction des activités incompatibles aux objectifs écologiques fondés sur l'étude participative complémentaire (l'objectif de politique publique reste général).

Tableau 64 : UCDA Niveau 5 "Priorités de conservation au regard du risque de disparition"

ID	UCDA Niveau 5 "Priorités ayant un risque de disparition"	Niveau de risque	Orientations	Objectif écologique spécifique	Objectif de politique publique et critère de régulation
1	Forêt mixte de plaines avec collines légèrement disséquées sur sol rendzine	5	Conservation critique	1. Etablir des mesures d'urgence critique de protection afin de maintenir et de rétablir les capacités de migration et d'adaptation au changement climatique 2. Insister davantage sur la conservation des continuités écologiques et l'hétérogénéité de la mosaïque paysagère.	Concilier les orientations actuelles et futures de politique publique, de développement et d'aménagement du territoire au regard des objectifs écologiques Interdiction d'activités incompatibles aux objectifs écologiques. (Niveau d'information qui reste général et qui demanderait une étude complémentaire dans le but d'établir des objectifs de politique publique détaillés et précis)
2	Forêt de feuillus en plaines avec collines de légèrement à fortement disséquées sur sol rendzine	5			
3	Forêt de feuillus de hautes collines moyennement disséquées sur sol lithosol	5			

La cinquième UCDA correspond aux attributs écologiques ayant un risque de disparition annoncé dans cinq scénarios prospectifs. Cette unité est définie comme une unité de conservation critique de niveau 5. Il faut souligner que même s'il existe un grand manque de connaissances relatif aux conséquences de la disparition de ces expressions écosystémiques, la conservation de ces dernières est une priorité. L'objectif écologique de cette unité est d'établir des mesures d'urgence critique de protection afin de maintenir et de rétablir les capacités de migration et d'adaptation au changement climatique. Le critère de régulation écologique consiste à concilier les orientations actuelles et futures de politique publique, de développement et d'aménagement du territoire au regard des objectifs écologiques et à considérer l'interdiction d'activités incompatibles aux objectifs écologiques fondés sur une étude participative complémentaire (l'objectif de politique publique reste général).

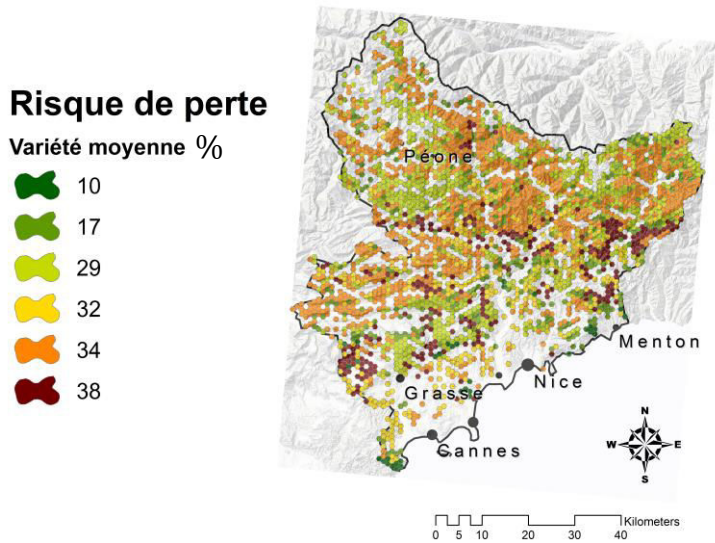
2.3. Priorités de conservation au regard du risque de perte de variété et de variabilité écosystémique

Comme cela a été mentionné, la conservation dynamique est un processus multi échelles. En effet, pour identifier les risques de perte de variété et de variabilité, il est nécessaire de changer l'échelle fonctionnelle depuis la perspective d'expression écosystémique et de la perte de diversité écosystémique, vers des groupes d'expressions écosystémiques, afin d'établir des critères de conservation et de réduction des risques d'érosion de la diversité écosystémique.

L'érosion de la diversité écosystémique a été évaluée à partir des scénarios de transformation territoriale et du changement climatique. Ces scénarios ont montré les différents niveaux d'impacts de deux phénomènes en termes de perte de variété et de variabilité. Pour intégrer tous ces résultats dans un système de pondération du niveau de perte de variété et de variabilité, ont été créés des tableaux et des cartes qui montrent spatialement ce processus. Un premier tableau servant à pondérer la perte de variété est présenté ci dessous. Afin de réaliser ce tableau, la perte de variété moyenne a été calculée sur l'ensemble des scénarios dans le but d'établir un critère de pondération de l'impact général et du risque sur chaque groupe d'expressions écosystémiques. Le tableau de décisions suivant sert à classifier, selon différents niveaux de perte de variété, les éléments de conservation prioritaire. Il est composé du croisement des orientations de conservation et de régulation écologique (correspondant aux éléments de conservation prioritaire et aux éléments de conservation critique) et des niveaux de perte de variété.

Tableau 65 : Tableau de décision pour l'établissement des orientations de conservation et de régulation écologique en considération du risque de perte de variété des expressions écosystémiques

		Niveaux de perte de variété				
		1	2	3	4	5
Orientations de conservation et de régulation écologique	Conservation prioritaire					
	Conservation critique					



Graphique 158 : priorités de conservation au regard du risque de perte de variété

Les éléments de conservation prioritaire ayant un niveau de risque 1 sont les éléments dont le niveau de perte de variété moyenne (tous les scénarios sont pris en compte dans cette moyenne, afin d'avoir un résultat qui puisse être comparable avec les autres niveaux de risque) est inférieur à 10%. Les éléments de conservation prioritaire de niveau 2 sont les éléments qui ont un niveau de perte de variété moyenne entre 10 et 20 %. Les éléments de conservation prioritaire de niveau 3 sont les éléments dont le niveau de perte de variété moyenne est de 20 à 30%. Les éléments de conservation critique de niveau 4 sont ceux qui ont un niveau de perte de variété moyenne de 30 à 40%. Enfin, les éléments de conservation critique de niveau 5 sont les éléments qui ont une perte de variété moyenne supérieure à 40%.

Tableau 66 : Priorités de conservation au regard du risque de perte de variété

id	Priorités de conservation ayant un risque de perte de variété	Perte de variété moyenne	Niveau de perte de variété
1	Forêt de feuillus	38,46%	4
2	Forêt de conifères	34,40%	4
3	Forêt mixte	31,50%	4
4	Prairie naturelle	29,25%	3
5	Forêt de transition	17%	2
6	Forêt sclérophylle	10%	2

D'après les résultats du chapitre trois, il est possible d'identifier le niveau de risque de perte de variété écosystémique dû aux impacts de la transformation du paysage et du changement climatique. Les résultats montrent que la moyenne des risques la plus élevée concerne la forêt de feuillus, puis la forêt de conifères, la forêt mixte et enfin la prairie naturelle. La forêt de transition et la forêt sclérophylle sont celles qui, respectivement, présentent le moins de risques.

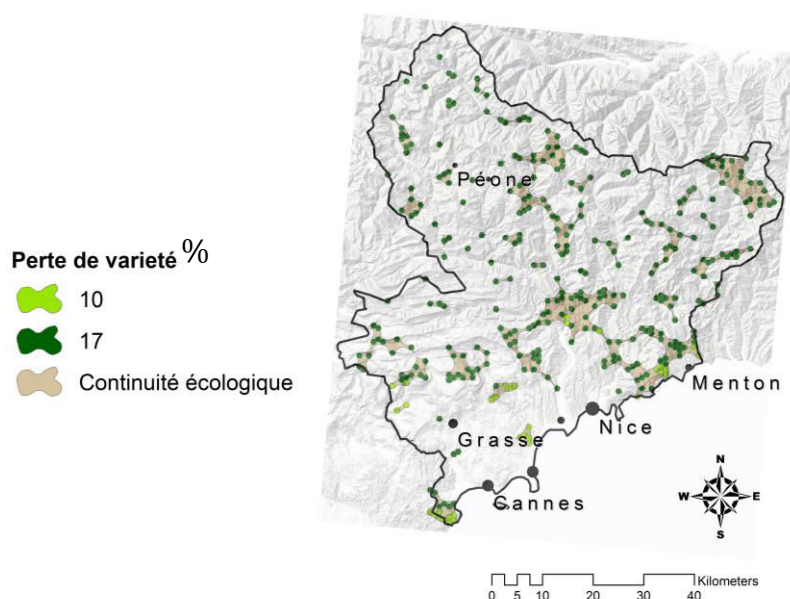
2.4. Unités de conservation dynamique adaptative (UCDA) pour les priorités ayant un risque d'érosion de la variété écosystémique

Le deuxième type d'UCDA correspond aux unités dont les objectifs sont de réduire les risques d'érosion de la diversité écosystémique. Pour effectuer cette évaluation, un changement d'échelle dans le processus de conservation est nécessaire. Le changement d'échelle permet de passer de la protection d'un attribut (expression écosystémique) vers la propriété de différenciation d'un groupe d'attributs (variété et variabilité des expressions écosystémiques), mais aussi vers le deuxième objectif de conservation, consistant à réduire l'érosion de la biodiversité et à conserver l'ensemble des attributs (en considérant la variété, la variabilité et l'hétérogénéité) et non seulement à protéger les plus vulnérables.

Tableau 67 : UCDA Niveau 2 "Priorités de conservation au regard du risque de perte de variété"

ID	UCDA Niveau 2 "Priorités de conservation ayant un risque de perte de variété"	Niveau de perte de variété	Orientations	Objectif écologique spécifique	Objectif de politique publique et critère de régulation
5	Forêt de transition	2	Conservation prioritaire	Garantir le maintien et la représentativité de l'intégralité des expressions écosystémiques et limiter les activités extractives sur les expressions les plus vulnérables. Mettre l'accent sur la conservation de l'hétérogénéité écologique	Concilier les orientations actuelles et futures de politique publique, de développement et d'aménagement du territoire au regard des objectifs écologiques (Niveau d'information qui reste général et qui demanderait une étude complémentaire dans le but d'établir des objectifs de politique publique détaillés et précis)
6	Forêt sclérophylle	2			

La première UCDA correspond aux attributs écologiques ayant un risque de perte de variété moyenne de 10 à 20%. Cette unité est définie comme une unité de conservation prioritaire de la variété de niveau 2. L'objectif de cette unité en termes de politique écologique est de garantir le maintien et la représentativité de l'intégralité des expressions écosystémiques et de limiter les activités extractives sur les expressions les plus vulnérables. Le critère de régulation écologique consiste à concilier les orientations actuelles et futures de politique publique, de développement et d'aménagement du territoire au regard des objectifs écologiques et considère la possibilité de conditionner toute activité incompatible avec l'objectif écologique en fonction d'une étude participative de compatibilité.



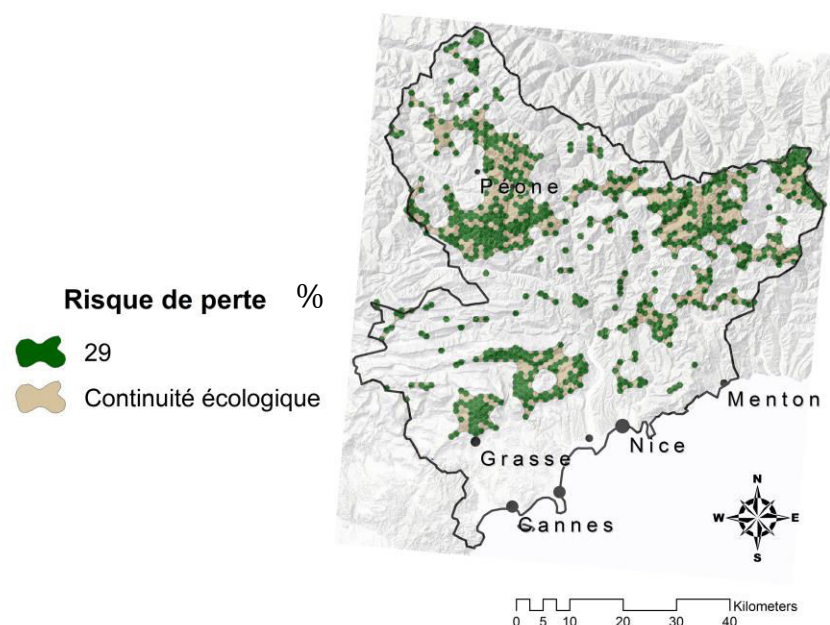
Graphique 159 : priorités de conservation au regard du risque de perte de variété niveau 2

Sur la carte sont présentés les éléments de conservation prioritaire de niveau 2 ainsi que les éléments de continuité écologique élaborés à partir de la méthode de dilatation/érosion (Amsallem et al., 2010). Cette technique est fondée sur l'analyse des distances entre deux espaces afin de mettre en évidence les chemins les plus directs permettant de les relier. Cette technique, développée dans le cadre de l'analyse morphologique mathématique, où elle est aussi appelée fermeture morphologique, consiste en deux étapes ; 1.- les taches ou polygones d'intérêt sont «dilatés» par une auréole dont la largeur a été fixée à la distance de dispersion moyenne observée à partir d'une analyse de voisinage (1600 mètres). 2.- l'étape de dilatation est complétée par une étape d'érosion (ou de contraction) d'une largeur identique à la dilatation, à l'issue de laquelle les zones de connexions potentielles entre les taches apparaissent. Toutes les zones de l'auréole de dilatation qui ne permettaient pas de fusionner deux taches sont «supprimées».

Tableau 68 : UCDA Niveau 3 "Priorités de conservation au regard du risque de perte de variété

ID	UCDA Niveau 3 "Priorités de conservation ayant un risque de perte de variété"	Niveau de perte de variété	Orientations	Objectif écologique spécifique	Objectif de politique publique et critère de régulation
4	Prairie naturelle	3	Conservation prioritaire	<p>Etablir des mesures de protection pour maintenir la représentativité de l'intégralité et l'intégrité des expressions écosystémiques.</p> <p>Mettre l'accent sur la conservation de l'hétérogénéité écologique</p>	<p>Concilier les orientations actuelles et futures de politique publique, de développement et d'aménagement du territoire au regard des objectifs écologiques</p> <p>(Niveau d'information qui reste générale et qui demanderait une étude complémentaire dans le but d'établir des objectifs de politique publique détaillés et précis)</p>

La deuxième UCDA correspond aux attributs écologiques ayant un risque de perte de variété moyenne de 20 à 30%. Cette unité est définie comme une unité de conservation prioritaire de la variété de niveau 3. L'objectif de cette unité en termes de politique de conservation est d'établir des mesures de protection pour maintenir la représentativité de l'intégralité et l'intégrité des expressions écosystémiques. Le critère de régulation écologique consiste à concilier les orientations actuelles et futures de politique publique, de développement et d'aménagement du territoire au regard des objectifs écologiques en considérant la restriction de certaines activités sur les expressions les plus vulnérables en fonction d'une étude participative de compatibilité des activités avec les objectifs écologiques.



Graphique 160 : priorités de conservation au regard du risque de perte de variété niveau 3

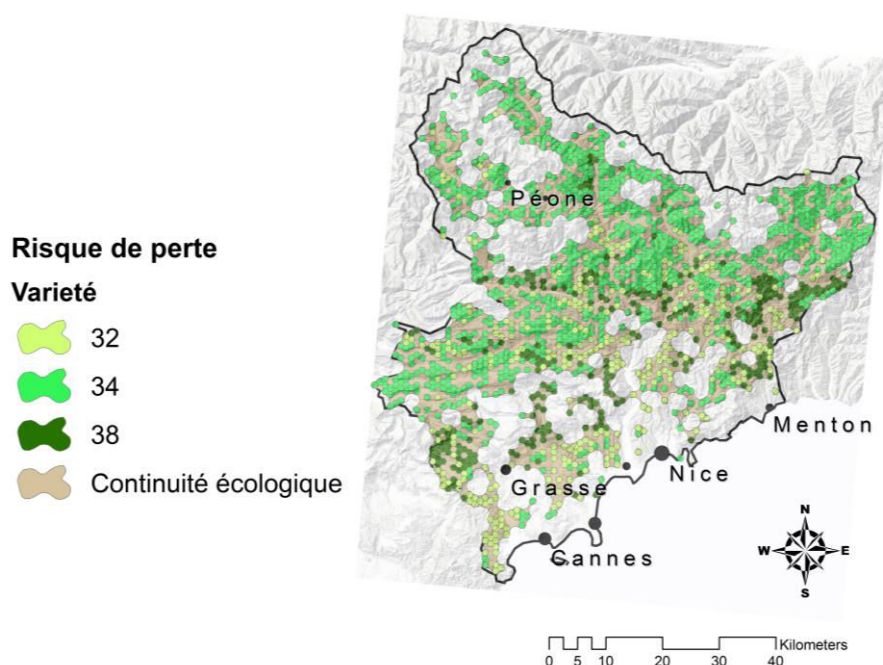
Sur la carte sont présentés les éléments de conservation prioritaire de niveau 3 ainsi que les éléments de continuité écologique élaborés à partir de la méthode de dilatation/érosion (méthode expliquée précédemment) fixée à la distance de dispersion moyenne observée à partir d'une analyse de voisinage (1200 mètres).

Tableau 69 : UCDA Niveau 4 "Priorités de conservation au regard du risque de perte de variété"

ID	UCDA'S Niveau 4 "Priorités de conservation ayant un risque de perte de variété"	Niveau de perte de variété	Orientations	Objectif écologique spécifique	Objectif de politique publique et critère de régulation
1	Forêt de feuillus	4	Conservation critique	Etablir des mesures impératives de protection afin de maintenir la représentativité de l'intégralité et l'intégrité des expressions écosystémiques.	Concilier les orientations actuelles et futures de politique publique, de développement et d'aménagement du territoire au regard des objectifs écologiques (Niveau d'information qui reste général et qui demanderait une étude complémentaire dans le but d'établir des objectifs de politique publique détaillés et précis)
2	Forêt de conifères	4			
3	Forêt mixte	4		Mettre l'accent sur la conservation de l'hétérogénéité écologique	

La troisième UCDA correspond aux attributs écologiques ayant un risque de perte de variété moyenne de 30 à 40%. Cette unité est définie comme une unité de conservation critique de la variété de niveau 4. L'objectif écologique de cette unité est d'établir des

mesures impératives de protection afin de maintenir la représentativité de l'intégralité et l'intégrité des expressions écosystémiques. Le critère de régulation écologique consiste à concilier les orientations actuelles et futures de politique publique, de développement et d'aménagement du territoire au regard des objectifs écologiques en considérant l'interdiction d'activités extractives sur les expressions les plus vulnérables et les moins représentées en fonction de l'étude participative complémentaire de compatibilité des activités avec les objectifs écologiques.



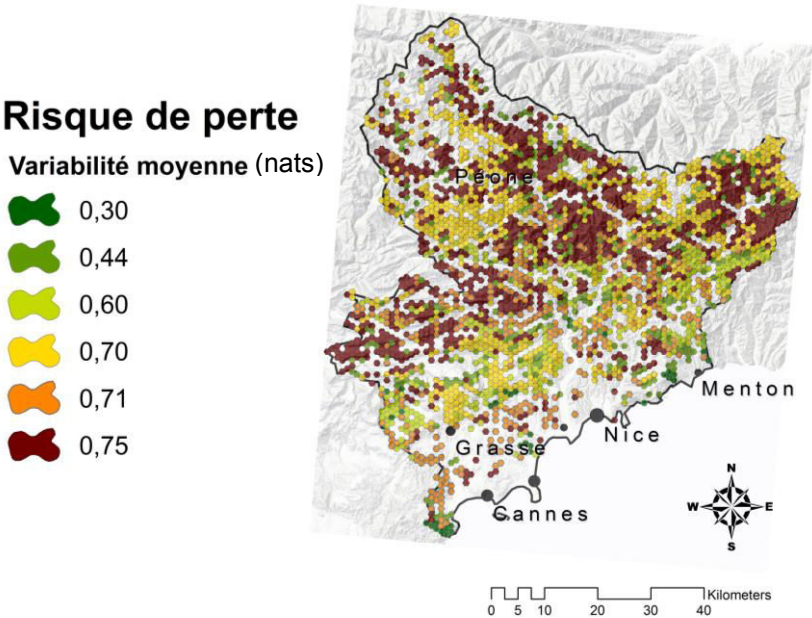
Graphique 161 : priorités de conservation au regard du risque de perte de variété niveau 4

Sur la carte sont présentés les éléments de conservation prioritaire de niveau 4 ainsi que les éléments de continuité écologique élaborés à partir de la méthode de dilatation/érosion (méthode expliquée précédemment) fixée à la distance de dispersion moyenne observée à partir d'une analyse de voisinage (1100 mètres).

La perte de variabilité moyenne a également été calculée sur l'ensemble des scénarios dans le but d'établir un critère de pondération de l'impact général et du risque sur chaque groupe d'expressions écosystémiques. Le tableau de décisions suivant sert à classer, selon différents niveaux de perte de variété, les éléments de conservation prioritaire. Il est composé du croisement des orientations de conservation et de régulation écologique (correspondant aux éléments de conservation prioritaire et aux éléments de conservation critique) et des niveaux de perte de variabilité. Les résultats des tableaux de décision permettent d'obtenir ce que l'on appelle des unités de conservation dynamique adaptative. L'unité de conservation dynamique adaptative (UCDA) est l'unité minimale d'application du PSCD, à laquelle il est possible d'assigner de façon pondérée une orientation de conservation et de régulation écologique priorisée en fonction du risque de disparition potentiel, du niveau de perte de variété potentielle et du niveau de perte de variabilité potentielle.

Tableau 70 : Tableau de décision pour l'établissement des orientations de conservation et de régulation écologique en considération du risque de perte de variabilité des expressions écosystémiques

		Niveaux de perte de variabilité				
		1	2	3	4	5
Orientations de conservation et de régulation écologique	Conservation prioritaire					
	Conservation critique					



Graphique 162 : priorités de conservation au regard du risque de perte de variabilité

Les éléments de conservation prioritaire de niveau 1 sont les éléments dont le niveau de perte de variabilité est de 0,01 à 0,04 nats d’information. Les éléments de conservation prioritaire de niveau 2 correspondent aux éléments dont la perte de variabilité est de 0,05 à 0,50 nats d’information. Les éléments de conservation prioritaire de niveau 3 sont les éléments qui ont un niveau de perte de variabilité de 0,51 à 0,60 nats d’information. Les éléments de conservation critique de niveau 4 ont un niveau de perte de variabilité de 0,70 à 1,00 nats d’information. Enfin, les éléments de conservation critique de niveau 5 ont un niveau de perte de variabilité supérieur à 1 nat d’information.

En ce qui concerne le risque de perte de variabilité, les résultats montrent que le risque moyen le plus élevé concerne les expressions de la forêt de conifères, puis la forêt mixte, la prairie naturelle et enfin la forêt de feuillus. La forêt de transition et la forêt sclérophylle présentent respectivement les niveaux de risque les plus bas.

Tableau 71 : Priorités de conservation au regard du risque de perte de variabilité

id	Priorités de conservation ayant un risque de perte de variabilité	Perte de variabilité moyenne (nats)	Niveau de perte de variabilité
3	Forêt de conifères	-0,75	4
2	Forêt mixte	-0,71	4
1	Prairie naturelle	-0,70	4
4	Forêt de feuillus	-0,60	3
6	Forêt de transition	-0,44	2
5	Forêt sclérophylle	-0,30	2

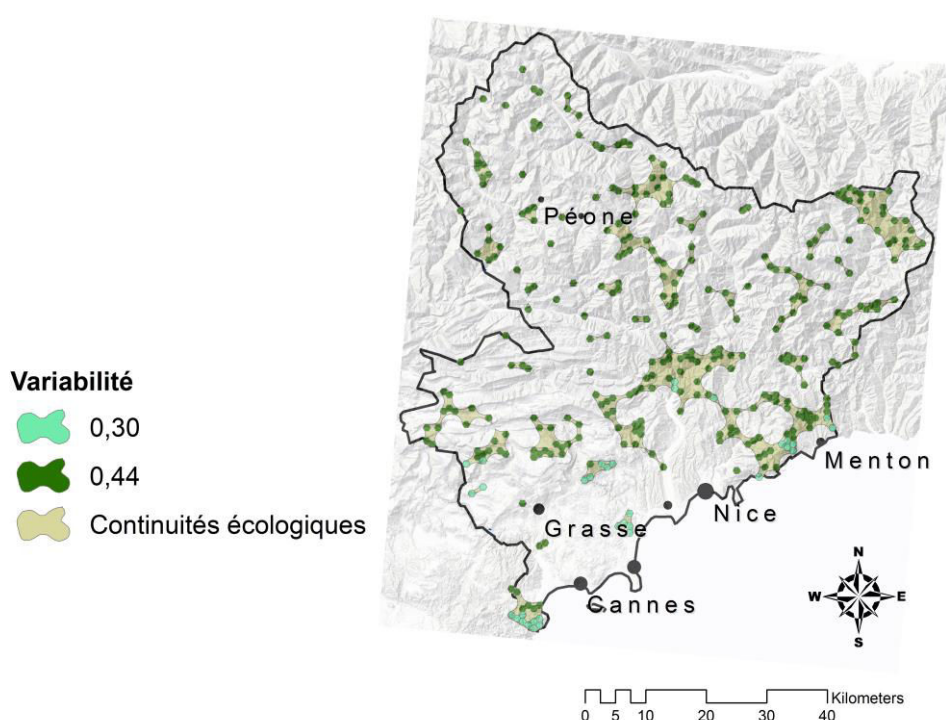
2.5. Unités de conservation dynamique adaptative (UCDA) pour les priorités ayant un risque d'érosion de la variabilité écosystémique

En suivant la même logique de constitution des unités de conservation pour prévenir et réduire la perte de variété écosystémique qui vient d'être expliquée, sera présentée la partie correspondant aux unités de conservation pour les priorités ayant un risque de perte de variabilité écosystémique. Dans les pages suivantes se présentent les UCDA pour les priorités de conservation au regard du risque de perte de variabilité.

Tableau 72 : UCDA Niveau 2 "Priorités de conservation au regard du risque de perte de variabilité

ID	UCDA Niveau 2 "Priorités de conservation ayant un risque de perte de variabilité"	Niveau de perte de variabilité	Orientation	Objectif écologique spécifique	Objectif de politique publique et critère de régulation
6	Forêt de transition	2	Conservation prioritaire	Garantir le maintien et la représentativité de l'intégralité des expressions écosystémiques	Concilier les orientations actuelles et futures de politique publique, de développement et d'aménagement du territoire au regard des objectifs écologiques
5	Forêt sclérophylle	2		Mettre l'accent sur la conservation des continuités écologiques	(Niveau d'information qui reste générale et qui demanderait une étude complémentaire dans le but d'établir des objectifs de politique publique détaillés et précis)

La quatrième UCDA correspond aux attributs écologiques ayant un risque de perte de variabilité moyenne de 0,05 à 0,50 nats d'information et de 0,60 nats. Cette unité est définie comme une unité de conservation prioritaire de la variabilité de niveau 2. L'objectif de cette unité en termes de politique écologique est de garantir le maintien et la représentativité de l'intégralité des expressions écosystémiques et de limiter les activités extractives sur les expressions les plus vulnérables. Le critère de régulation écologique consiste à concilier les orientations actuelles et futures de politique publique, de développement et d'aménagement du territoire au regard des objectifs écologiques et l'application des mesures de conservation de l'intégralité des expressions écologiques en fonction des études participatives complémentaires en considérant la possibilité de conditionner les activités et les projets au développement d'infrastructures écologiques afin de réduire la fragmentation du paysage.



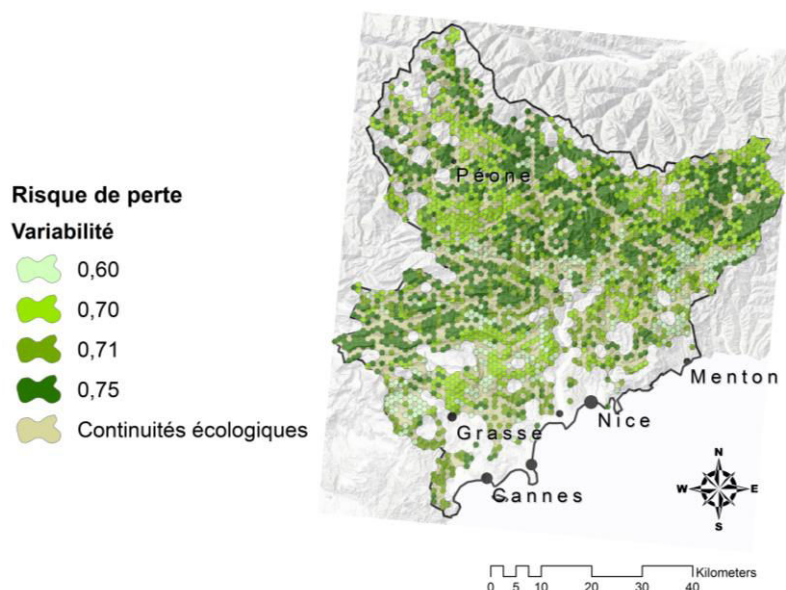
Graphique 163 : priorités de conservation au regard du risque de perte de variabilité niveau 2

Sur la carte sont présentés les éléments de conservation prioritaire de niveau 2 ainsi que les éléments de continuité écologique élaborés à partir de la méthode de dilatation/érosion (méthode expliquée précédemment) fixée à la distance de dispersion moyenne observée à partir d'une analyse de voisinage (1616 mètres).

Tableau 73 : UCDA Niveau 4 "Priorités de conservation au regard du risque de perte de variabilité"

ID	UCDA Niveau 4 "Priorités de conservation ayant un risque de perte de variabilité"	Niveau de perte de variabilité	Orientations	Objectif écologique spécifique	Objectif de politique publique et critère de régulation
3	Forêt de conifères	4	Conservation critique	Etablir des mesures impératives de protection afin de maintenir la représentativité de l'intégralité des expressions écosystémiques Mettre l'accent sur la conservation des continuités écologiques	Concilier les orientations actuelles et futures de politique publique, de développement et d'aménagement du territoire au regard des objectifs écologiques (Niveau d'information qui reste générale et qui demanderait une étude complémentaire dans le but d'établir des objectifs de politique publique détaillés et précis)
2	Forêt mixte	4			
1	Prairie naturelle	4			
4	Forêt de feuillus	4			

La cinquième UCDA correspond aux attributs écologiques ayant un risque de perte de variabilité moyenne de 0,7 à 1,0 nats d'information. Cette unité est définie comme une unité de conservation critique de la variabilité de niveau 4. L'objectif écologique de cette unité est d'établir des mesures impératives de protection afin de maintenir la représentativité de l'intégralité des expressions écosystémiques. Le critère de régulation écologique consiste à concilier les orientations actuelles et futures de politique publique, de développement et d'aménagement du territoire au regard des objectifs écologiques en considérant l'interdiction d'activités incompatibles aux objectifs écologiques en fonction de l'étude participative de compatibilité complémentaire.



Graphique 164 : priorités de conservation au regard du risque de perte de variabilité niveau 4

Sur la carte sont présentés les éléments de conservation prioritaire de niveau 4 ainsi que les éléments de continuité écologique élaborés à partir de la méthode de dilatation/érosion (méthode expliquée précédemment) fixée à la distance de dispersion moyenne observée à partir d'une analyse de voisinage (1090 mètres).

3. Intégration de ces résultats dans les outils juridiques et réglementaires de conservation

Les résultats qui viennent d'être présentés sont susceptibles d'être intégrés dans les différents instruments et outils réglementaires tels que la TVB. En effet les UCDA sont composées d'une zone d'intérêt de conservation priorisée, qui, dans une logique de réseau écologique, peut être prise en compte comme une zone nodale. Cela change cependant de la logique de construction de la TVB car il ne s'agit pas d'une sous trame, mais d'une expression écosystémique. Les continuités écologiques de chaque UCDA, peuvent correspondre aux corridors écologiques de la TVB mais avec la particularité qu'il s'agirait d'un élément de connexion ayant pour but de connecter : 1.- une expression écosystémique en risque de disparition, 2.- un groupe d'expressions écosystémiques qui risquent une perte de la variété, 3.- un groupe d'expressions écosystémiques qui risquent une perte de la variabilité. Il s'agirait donc d'un réseau écologique permettant la conservation de la biodiversité écosystémique dans un contexte de pression due aux changements globaux. En effet, comme il est possible d'apprécier dans le développement méthodologique général de la thèse qui a permis d'aboutir à la définition des priorités de conservation et des unités de conservation dynamique, il s'agit d'un processus complexe qui représente une limite pour sa traduction dans les politiques de conservation. Cependant la prise en compte de la dynamique du paysage induite par l'artificialisation du territoire et par le changement climatique peut être un moyen d'améliorer l'application des politiques de conservation de la biodiversité comme cela a été montré dans ce travail de thèse. Une des limites de l'application de la conservation dynamique est le besoin d'études complémentaires pour l'évaluation de la compatibilité des objectifs d'utilisation du territoire avec les objectifs écologiques de conservation du territoire car cet aspect n'a pas été pas inclus dans le processus méthodologique.

4. Conclusions du chapitre 4

Conclusion générale du chapitre :

Est-il possible d'intégrer la notion de processus écologique et de dynamique écosystémique dans les processus de formulation des politiques de conservation ?

Ce chapitre montre qu'il est possible de prendre en compte l'aspect dynamique des écosystèmes et du territoire dans un plan de conservation. De plus, il met en évidence que la conservation de la biodiversité doit considérer les différents aspects qui la conforment, ainsi que les aspects de dynamique, afin d'être vraiment efficace. En effet, cela n'est que le début d'une longue réflexion ayant pour but de trouver les moyens les plus adaptés à la conservation de la diversité dans un contexte de changement et de dynamique continue. Il faudrait continuer à étudier les différentes possibilités d'application de ces notions de conservation dynamique et évidemment enrichir les méthodes et les processus d'évaluation. Les questions qui subsistent sont liées aux capacités évolutives du droit et donc des politiques publiques à tenir compte de la dynamique et de l'incertitude dans leurs principes. Le droit actuel a encore tendance à avoir une vision sectorisée et fondée sur les études scientifiques existantes. Cette vision enlève toute possibilité d'anticipation car elle n'est pas adaptée à la réalité. Le droit devra gagner en pertinence en s'appuyant sur des projections, des scénarios prospectifs afin de déterminer les zones de conservation et non pas en prenant appui sur un état temporel de la nature et des écosystèmes pour déterminer la protection future. Pour les scientifiques, les questions qui subsistent sont liées aux possibilités de trouver les méthodes les plus performantes afin de gérer l'incertitude. Dans tous les cas, il est nécessaire de mobiliser tous les mécanismes et les moyens pour conserver la biodiversité malgré de grandes incertitudes, car les prévisions sont de plus en plus pessimistes.

Il est clair que les politiques publiques de conservation se trouvent dans un moment crucial car elles sont confrontées aux processus de changement globaux profonds face auxquels elle doivent réagir rapidement pour être capables d'affronter les problématiques actuelles et futures de la conservation. Ce chapitre a permis de montrer qu'il y a des priorités écologiques de différents niveaux en ce qui concerne la conservation de la biodiversité, et a surtout permis de montrer que ces priorités peuvent être prise en compte et intégrées aux instruments règlementaires telles que la TVB, pour enrichir la sélection d'espaces de conservation en fonction des risques provoqués par la transformation territoriale et le changement climatique. Cette intégration permettra de renforcer les critères de constitution de la TVB, étant donné que ces critères ne prennent actuellement pas en compte la notion de dynamique, ni les incertitudes des changements globaux. Ce chapitre a également permis d'établir une notion assez claire du risque de perte et d'érosion de la biodiversité, ce qui peut être un des principaux résultats de ce travail de recherche. En effet, la vision sur les changements globaux n'est pas la même après avoir conceptualisé, mesuré et évalué les impacts sur la biodiversité. Il est frappant de visualiser une perte de la diversité écosystémique d'une magnitude aussi importante que celle évoquée dans ce travail. Bien que ce soit simplement une hypothèse, il s'agit d'une possibilité qui permet de réfléchir sur les nécessités urgentes de faire évoluer la vision statique de la conservation vers une vision dynamique et adaptative.

Conclusion générale et perspectives de recherches

Le travail qui vient d'être présenté propose une méthode rigoureuse pour l'évaluation et la simulation de la dynamique du paysage en fonction de la transformation territoriale et des impacts associés sur la biodiversité. De même, ce travail met en évidence des méthodes permettant de caractériser le niveau de diversité d'un territoire à partir des différentes expressions écosystémiques et du paysage, ainsi qu'une méthode pour évaluer l'impact du changement climatique sur la diversité des expressions écosystémiques. Un des principaux apports de ce travail est la proposition d'une méthode pour l'intégration de ces aspects dans un système de conservation dynamique tenant compte de la dynamique du territoire et des influences du changement climatique. Il s'agit d'un processus complexe comprenant un grand nombre d'incertitudes de type épistémologique, géographique et humain. Cependant, ce travail n'a pas négligé ces incertitudes et les a, au contraire, gérées et intégrées de façon rigoureuse.

Les tendances historiques récentes de l'artificialisation des Alpes-Maritimes :

La dynamique historique de l'artificialisation a montré que dans le futur, la progression des zones artificielles ne pourra s'effectuer désormais que sur des zones naturelles et que l'artificialisation des zones naturelles se fera selon certaines conditions géomorphologiques (terrains les plus accessibles).

L'urbanisation a provoqué depuis 1975 la transformation du paysage des Alpes-Maritimes et celle-ci a provoqué un taux d'artificialisation de 3,7%, ce qui correspond à environ 33,000 hectares tous les 36 ans. La période la plus intense d'artificialisation fut celle comprise entre 1975 et 1990, avec une artificialisation d'autour de 15,000 hectares et la perte d'environ 9,000 hectares d'agriculture et de 6,000 hectares de zones naturelles et semi-naturelles.

Il est possible d'observer une tendance nette de réduction des zones agricoles face aux pressions d'urbanisation. Dans le département, cette tendance a été constante durant ces dernières années. L'urbanisation a provoqué la transformation du paysage au profit des surfaces agricoles et cette transformation a été constante de 1975 à 2011.

Les tendances futures à partir de la simulation prospective :

D'après les résultats obtenus à partir de la simulation par automate cellulaire, il est possible que pour 2025 les zones artificielles augmentent de 4% par rapport à 2011, pour occuper 15% de la surface totale du département (alors qu'elles occupaient 11% de la surface totale en 2011). Pour 2050, la tendance suggère que la surface artificielle sera presque multipliée par 2 par rapport à 2011, en passant de 11 à 21%. Pour 2100, il est probable d'après les scénarios que la surface artificialisée occupe 32% de la surface totale du département.

Les limites du modèle de simulation de transformation territoriale :

- Règles de transition stationnaires et qui dépendent du niveau de connaissances du phénomène observé ;
- L'émergence aléatoire de nouvelles zones artificielles est conditionnée par le déterminisme imposé par les règles de transition et par les éléments qui interviennent dans la construction du modèle ;
- Les règles de transition ne sont identifiables que sur des périodes de temps relativement longues ;
- Le modèle a été testé uniquement à une échelle du paysage, et il est très possible qu'il ne soit pas optimal pour la simulation intra-urbaine ;
- Le modèle est surtout un modèle écologique qui vise à comprendre le phénomène plutôt que la prise de décisions (Où l'artificialisation est-elle possible? A partir de quelles conditions? Quels sont les facteurs qui interviennent pour qu'il y ait artificialisation?) ;
- Le modèle se limite à comprendre de façon intuitive les conséquences de l'artificialisation sur la biodiversité ;
- Le modèle n'est pas capable de répondre aux questions liées à la planification d'infrastructures, à l'augmentation de la population, etc. étant donné que le modèle n'est pas conçu selon ces objectifs.

Les risques de perte de biodiversité dans les Alpes-Maritimes :

L'évaluation de l'impact de l'urbanisation et du changement climatique effectuée à partir de la définition de 236 unités paysagères caractérisées par différents facteurs (géomorphologie, climatologie, pédologie, formations végétales), a permis de constater qu'au total, ce seront 68 unités paysagères (soit presque 30% de la diversité des Alpes-Maritimes) qui seront affectées par ces deux phénomènes d'ici la fin du XXIème siècle en présentant un risque de disparition, que ce soit en raison du changement climatique ou de la dynamique de l'artificialisation du sol. Cinq expressions risquent de disparaître (risque majeur de disparition) comme l'annonce l'ensemble des scénarios prospectifs.

De façon spécifique la forêt de conifères pourrait connaître une perte de variété d'entre 29 et 41% pour 2050 en fonction de leurs capacités d'adaptation au changement climatique. De même, les résultats montrent que la perte de variété moyenne (estimée à partir de l'impact synergique de l'artificialisation et du changement climatique), pourrait être de 34,40% vers la fin du XXIème siècle.

La végétation sclérophylle pourrait connaître une perte de 20% de son niveau de variété, dans le cas où elle ne serait pas capable de s'adapter au changement climatique. Par contre, dans le cas où elle serait capable de s'adapter et de migrer, son niveau de variété écosystémique pourrait augmenter de 30%. De même, ce groupe d'expressions écosystémiques pourrait connaître une perte de 10% de variété en raison de l'artificialisation vers la fin du XXIème siècle. Les résultats montrent aussi que la perte de variété moyenne pour la végétation sclérophylle (estimée à partir de l'impact

synergique de l'artificialisation et du changement climatique) serait de 10% vers la fin du XXIème siècle.

Les prairies naturelles pourraient connaître une perte de variété de 21 à 47% vers la fin du XXIème siècle, en fonction de leurs capacités de réponse au changement climatique. L'artificialisation peut également provoquer une perte autour de 5%. La perte moyenne estimée (en raison de l'impact synergique des deux phénomènes) est de 29,25%.

La forêt de feuillus pourrait connaître une perte de variété de 40 à 53% vers la fin du XXIème siècle en fonction de sa capacité de réponse au changement climatique. L'artificialisation peut aussi provoquer une perte autour de 13%. La perte moyenne estimée (en raison de l'impact synergique des deux phénomènes) est de 38,46%.

La forêt mixte pourrait connaître une perte de variété de 29 à 41% vers la fin du XXIème siècle en fonction de sa capacité de réponse au changement climatique. L'artificialisation peut aussi provoquer une perte autour de 5,5%. La perte moyenne estimée (en raison de l'impact synergique des deux phénomènes) est de 31,50%.

Conclusions générales :

1.- La biodiversité est considérée comme une caractéristique ou une propriété des systèmes écologiques à tous les niveaux d'organisation spatiale, temporelle et fonctionnelle, tout en tenant compte du fait qu'il ne s'agit pas d'une entité reconnaissable dans l'espace mais d'un processus dynamique qui agit comme un différenciateur de la vie et de ses expressions.

2.- La conservation de la biodiversité consiste justement à conserver la propriété des complexes écologiques, des écosystèmes, des paysages, des organismes et de tous les niveaux d'organisation écologique, de se différencier les uns des autres et de conserver l'hétérogénéité des conditions mais aussi la diversité d'éléments et des relations qui maintiennent l'équilibre dynamique et chaotique des systèmes naturels.

3.- Ce travail démontre qu'il est possible de projeter la transformation du paysage en étudiant le comportement historique et le patron spatial des changements des périodes passées à partir de l'interprétation de l'analyse et de la reproduction des règles de transition spatiale à l'aide des modèles de simulation par automate cellulaire.

4.- A travers les résultats et les cartes présentés, il a été démontré qu'en réponse au changement climatique, l'expansion, la translation géographique et la contraction des aires de répartition spatiale des expressions écosystémiques sont possibles et que de façon générale, les résultats suggèrent que la modification des enveloppes climatiques est une constante pour la grande majorité des expressions écosystémiques à cause du changement climatique dans le territoire d'étude.

5.- Ce travail montre le besoin de mobiliser tous les mécanismes et les moyens afin de conserver la biodiversité malgré les grandes incertitudes, car les prévisions sont de plus en plus pessimistes et pour cette raison, il existe une nécessité urgente de faire évoluer la vision statique de la conservation vers une vision dynamique et adaptative. La proposition du plan de conservation dynamique adaptative et les résultats du plan sont susceptibles d'être intégrés dans différents instruments et outils réglementaires tels que la TVB et SRCE.

6.- Enfin, ce travail a permis de mieux comprendre l'ampleur des impacts que l'artificialisation et le changement climatique peuvent avoir sur la biodiversité à l'échelle des Alpes-Maritimes.

Références bibliographiques

- Ackerly, D. D. (2003). Community assembly, niche conservatism, and adaptive evolution in changing environments. *International Journal of Plant Sciences*, 164(S3), S165-S184.
- Aguejda R. 2009. "Étalement urbain et évaluation de son impact sur la biodiversité, de la reconstitution des trajectoires à la modélisation prospective. Application à une agglomération de taille moyenne : Rennes Métropole". These / université Rennes 2 Haute Bretagne. sous le sceau de l'Université européenne de Bretagne. Ecole doctorale Sciences Humaines et Sociales.
- Aguilera Benaente, L. Valenzuela Montes 2010. "Simulación de escenarios futuros en la aglomeración urbana de Granada a través de modelos basados en autómatas celulares". *Boletín de la Asociación de Geógrafos Españoles* No. 54 págs. 271-300.
- Aguilera Benavente, F.; Plata Rocha, W.; Bosque Sendra, J. y Gómez Delgado, M. 2009. "*Diseño y simulación de escenarios de demanda de suelo urbano en ámbitos metropolitanos*". *Revista internacional de Sostenibilidad Tecnología y Humanismo*. España.
- Aguilera Benavente, F.; Plata Rocha, W.; Bosque Sendra, J. y Gómez Delgado, M. (2009). Diseño y simulación de escenarios de demanda de suelo urbano en ámbitos metropolitanos (Design and simulation of demand scenarios of urban land in metropolitan areas). *Revista internacional de Sostenibilidad Tecnología y Humanismo*. España.
- Aguilera Benavente, L. Valenzuela Montes 2010. Simulación de escenarios futuros en la aglomeración urbana de Granada a través de modelos basados en autómatas celulares (Simulation of future scenarios in the urban sprawl of Granada through models based on cellular automata). *Boletín de la Asociación de Geógrafos Españoles*, No. 54 págs. 271-300.
- Alcaraz Ariza 2008. "Fitocenosis y continuum". Copyright: © 2008 Francisco Alcaraz Ariza. Esta obra está bajo una licencia de Reconocimiento-No Comercial de Creative Commons. http://creativecommons.org/licenses/by-nc/2.5/deed.es_CL.
- Allag-Dhuisme F., Amsallem J., Barthod C., Deshayes M., Graffin V., Lefeuvre C., Salles E. Barnette C., Brouard-Masson J, Delaunay A., Garnier CC, Trouvilliez J. 2010. « Guide méthodologique identifiant les enjeux nationaux et transfrontaliers relatifs à la préservation et à la remise en bon état des continuités écologiques et comportant un volet relatif à l'élaboration des schémas régionaux de cohérence écologique-deuxième document en appui à la mise en œuvre de la Trame verte et bleue en France. Proposition issue du comité opérationnel Trame verte et bleue ». MEEDDM ed.

- Andreasen, Robert V. O'Neill, Reed Noss, Nicholas C. Slosser 2001. "Considerations for the development of a terrestrial index of ecological integrity". *Ecological Indicators* VOL. 1, pages. 21–35.
- Angeon, V., Caron, A., Birard, C., Cayre, P., Chambon, P., Larade, A., ... & Planchat, C. (2013). Les apports de la gouvernance adaptative pour analyser les enjeux d'une mise en œuvre effective de la Trame Verte et Bleue. L'exemple du PNR des Volcans d'Auvergne. *Développement durable et territoires. Économie, géographie, politique, droit, sociologie*, 4(1).
- Aracil J. et Gordillo F., 2007. "Dinámica de Sistemas". Alianza Editores, Madrid España.
- Badeau (V.), Dupouey (J.L.), Cluzeau (C.), Drapier (J.) and Le Bas (C.), 2004.- Modélisation et cartographie de l'aire climatique potentielle des grandes essences forestières françaises, Rapport final du projet CARBOFOR – Séquestration de carbone dans les grands écosystèmes forestiers de France, Tâche D1, Ecofor.
- Barredo, Marjo Kasanko, Naill Mc Cormick, Carlo Lavallo 2003. "Modeling dynamic spatial processes: simulation of urban future scenarios trough cellular automata". *Landscape and urban Planning*, vol. 64 págs. 145-160.
- Barredo, Marjo Kasanko, Naill Mc Cormick, Carlo Lavallo 2003. Modeling dynamic spatial processes: simulation of urban future scenarios trough cellular automata. *Landscape and urban Planning*, vol. 64 págs. 145-160.
- Bastian, Olaf; Grunewald, Karsten; Syrbe, Ralf-Uwe 2012. "Space and time aspects of ecosystem services, using the example of the European Water Framework Directive". *International Journal of Biodiversity Science, Ecosystem Services and Management* 8 (2012) 1-2, S.5-16 DOI:10.1080/21513732.2011.631941
- Bastian, Olaf; Haase, Dagmar; Grunewald, Karsten 2012. "Ecosystem properties, potentials and services – The EPPS conceptual framework and an urban application example". *Ecological Indicators* 21 (2012), S.7-16
- Batty, M., Xie, Y. and Sun, Z. (1999), "Modelling Urban Dynamics through GIS-Based Cellular Automata", *Computers, Environment and Urban Systems*, 23(3): 205-233.
- Batty, M., Xie, Y. and Sun, Z. (1999), *Modelling Urban Dynamics through GIS-Based Cellular Automata*, *Computers, Environment and Urban Systems*, 23(3): 205-233.
- Baudry, F. Burel, S. Aviron, M. Martin, A. Ouin, Guillaume Pain & Claudine Thenail 2003. "Temporal variability of connectivity in agricultural landscapes: do farming activities help?". *Landscape Ecology* 18: 303–314, 2003. © 2003 Kluwer Academic Publishers. Printed in the Netherlands.
- Billet P. (2010). La trame verte et la trame bleue, ou les solidarités écologiques saisies par le droit. In *Études et documents du Conseil d'État*.

- Blandin, P. (2009). *De la protection de la nature au pilotage de la biodiversité: conférence-débat organisée par le groupe Sciences en questions, Paris, INRA, 4 octobre 2007*. Editions Quae.
- Bocco, G., Priego, A. & H. Cotler. 2010. The contribution of physical geography to environmental public policy in México. *Singapore Journal of Tropical Geography* 31: 215-223.
- Boumans R., Costanza R., Farley J., Wilson M.A., Portela R., Rotmans J, Villa F. and Grasso M., 2002.- Modeling the dynamics of the integrated earth system and the value of global ecosystem services using the GUMBO model. *Ecological Economics*, vol. 41, Special Issue "The Dynamics and Value of Ecosystem Services: Integrating Economic and Ecological Perspectives": 529-560.
- Brahic E. Terraux J. 2009. "Evaluation économique de la biodiversité" : Méthodes et exemples pour les forêts tempérées. Quae. Editions. 200 pages.
- Burel F., Baudry J. 2002. "Ecología del paisaje: Conceptos métodos y aplicaciones". Mundi prensa, Madrid España. 353 págs.
- Burnouf, J. Bravard, G. Chouquer 1997. "La dynamique des paysages protohistoriques, antiques, medievux et modernes". CNRS – CENTRE DE RECHERCHES ARCHEOLOGIQUES. Editions ADPCA-Sophia Antipolis. 624 pages.
- Cagliioni. M. The SLEUTH Urban CA-Based Model: an evaluation. Università di Pisa Dipartimento di Ingegneria Civile.
- Capel 2003. "Ciudades, arquitectura y espacio urbano". Caja Rural Intermediterranea. Cajamar. Almería España. 504 págs.
- Carlos de Pablo. "Orden y organización de los ecosistemas ecológicos: Aplicación de la teoría de la información en ecología". Universidades complutense y autónoma de Madrid.
- Castillo Romano, J. Brena Zepeda. "MODELACIÓN PROSPECTIVA DEL PAISAJE DE UNA CUENCA". Instituto Mexicano de Tecnología del Agua Especialistas en Hidráulica.
- Castro Parga I., 2005. "When talking about Ecosystem diversity, what are we talking about?" *Bol. R. Soc. Esp. Hist. Nat. (Sec. Biol.)*, 100 (1-4), 2005, 31-44. ISSN 0366-3272
- Cayuela 2006. "Deforestación y fragmentación de bosques tropicales montanos en los Altos de Chiapas, México. Efectos sobre la diversidad de árboles". *Ecosistemas*, vol. 15 (3) págs.: 192-198. Septiembre 2006.
- Chapin III, F. S., Costanza, R., Ehrlich, P. R., Golley, F. B., Hooper, D. U., Lawton, J. H., ... & Tilman, D. (1999). "Biodiversity and ecosystem functioning: maintaining natural life support processes". Ithaca: Ecological Society of America.

- Chassot, Bryan Finegan, Guisselle Monge-Arias 2011. "RED DE CONECTIVIDAD ECOLÓGICA EN EL CARIBE NORTE DE COSTA RICA". Revista latinoamericana de conservación 2011.
- Chen, E. Ng 2011. "Quantitative urban climate mapping based on a geographical database: A simulation approach using Hong Kong as case study". International Journal of Applied Earth Observation and Geoinformation, vol.13 Pages. 586-594.
- Chuyang He, Norio Okada, Qiaofeng Zhang, Peijun Shi, Jingshui Zhang. 2008. Modeling urban expansion scenarios by coupling cellular automata model and system dynamic model in Beijing, China. Landscape and Urban Planning, vol. 86 (2008) p. 79 - 91.
- Clavero, M. Santos, R. Navarro, J.J. Guerrero, F. Cáceres¹, J. M. Moreira 2010. "IMPLEMENTACIÓN DE UN SISTEMA DE ESCENARIOS FUTUROS SOBRE EL MAPA DE USOS DE SUELO DE ANDALUCÍA". Secretariado de Publicaciones de la Universidad de Sevilla. Sevilla 2010.
- Collinge, S. K. (2009). *Ecology of fragmented landscapes*. JHU Press.
- Conde C. 2006. "México y el cambio climático global". Dirección General de Divulgación de la Ciencia Universidad Nacional Autónoma de México. México, D.F. www.dgdc.unam.mx. ISBN 970-32-2078-9
- Correa Ayram 2010. "Análisis del estado actual de conectividad de las coberturas vegetales de la cuenca media del río Tunjuelo". RASADEP 1-Numero Especial Cambios de uso de la tierra. Causas, consecuencias y mitigación. Pp.: 35 - 50. Diciembre 2010.
- Costanza R. and Gottlieb S., 1998.- Modelling ecological and economic systems with STELLA®: Part II. Ecological Modelling, vol. 112, Issues 2-3: 81-84.
- Costanza R., Voinov A., Boumans R., Maxwell T., Villa F., Wainger L. and Voinov H., 2002.- Integrated Ecological Economic Modeling of the Patuxent River Watershed, Maryland. Ecological Monographs, vol. 72, Issue 2: 203-231.
- Coté M.J., et al., 2001. Un système intégré d'aide à la décision pour gérer le territoire en tenant compte des dimensions environnementale et participative du développement durable. Le cas du SIAD Outaouais, Québec, Canada. In: *Géocarrefour*. Vol. 76 n°3, 2001. Les territoires de la participation. pp. 253-264.
- Craighead L.F. and Convis C.L. Conservation Planning : Shaping the future. Esri Press, 380 New York St, Redlands, California.
- Crumley, Carole L. and William H. Marquardt, eds. 1987 Regional Dynamics: Burgundian Landscapes in Historical Perspective. San Diego: Academic Press.
- Cushman 2006. "Effects of habitat loss and fragmentation on amphibians: A review and prospectus". BIOLOGICAL CONSERVATION, vol.128 pages. 231 -240.

- De Lucio Fernández, J.V.; Atauri Mezquida, J.A.; Sastre Olmos, P. y Martínez Alandi, C. et al., 2002). “Conectividad y redes de espacios naturales protegidos: del modelo teórico a la visión práctica de la gestión”. Dpto. Interuniversitario de Ecología, Universidad de Alcalá. E- 28871 Alcalá de Henares, Madrid.
- Díaz Padilla, I. Sánchez Cohen, R. Quiroz, J. Garatuza Payán, Christopher Watts Thorpe I. R. Cruz Medina 2008. “Space interpolation of the pluvial precipitation in the windward area and leeward of the gulf of Mexico”. Agricultura Técnica en México Vol. 34 Núm. 3 Julio-Septiembre 2008 p. 279-287.
- Dietrich R. Schaller 1984. “The nature of mountain geomorphology.” Mountain Research and Development, Vol. 4, No. 4, 1984, pp. 287-298.
- Doko, Hiromichi Fukui, Andre Kooiman, A.G. Toxopeus, Tomohiro Ichinose, Wenbo Chen, A.K. Skidmore 2011. “Identifying habitat patches and potential ecological corridors for remnant Asiatic black bear (*Ursus thibetanus japonicus*)”. Ecological Modelling, vol. 128 Pages 748-761.
- Dubos-Paillard E., Guermond et Langlois P. (2003). “Analyse de l'évolution urbaine par automate cellulaire : le modèle SpaCelle (Analysis of urban development by cellular automata: the SpaCelle model)”. *L'espace géographique*, Tome 32, vol 4, pp 357-378 (22), 2003.
- Dussault, C., Courtois, R. et Ouellet, J.-P. 2006. A habitat suitability index model to assess moose habitat selection at multiple spatial scales. Canadian Journal of Forest Research **36**(5): 1097-1107.
- Eastman, J.R., (2006) *IDRISI 15.0 : The Andes Edition* (Worcester MA: Clark University).
- Ehrlich, P. R. & Ehrlich, A. H. 1981. Extinction: the causes and consequences of the disappearance of species. Ballantine, New York.
- Ellenberg (H.), 1974.- Zeigerwerte der Gefäßplanzen Mitteleuropas. Scripta Geobotanica, Göttingen, Band 9.- 97p.
- Eric F. Lambi et al., The causes of land-use and land-cover change: moving beyond the myths, Global Environmental Change 11 (2001) 261–269.
- Erwin T.L., 1982. Tropical forests: their richness in Coleoptera and other arthropod species. Coleopterists Bulletin, 36:74-75.
- Erwin T.L., 1983. Beetles and other Arthropods of the tropical forest canopies at Manaus, Brazil, samples with insecticidal fogging techniques. In : S.L.Sutton, T.C. Whitmore, and A.C. Chadwick (eds.), Tropical Rain Forests: Ecology and Management. Blackwell Scientific Publications: Oxford, 59-75.
- Español Echaniz. 2006. “Manual de ecología del paisaje: Aplicada a la planificación urbana y de infraestructuras”. Colegio de Ingenieros de Caminos y Puertos, Madrid España. 235 págs.

- Fabien Anthelme , Rommel Montúfar-Galárraga & Jean-Christophe Pintaud. 2010. "Caracterización de la resiliencia ecológica de poblaciones de palmeras". 2010. ISSN 1605-2528.
- Fahrig 2003. "EFFECTS OF HABITAT FRAGMENTATION ON BIODIVERSITY". *Annu. Rev. Ecol. Evol. Syst.* 2003. 34:487–515 doi: 10.1146/annurev.ecolsys.34.011802.132419 Copyright© 2003 by Annual Reviews. All rights reserved First published online as a Review in Advance on August 14, 2003.
- Farina (2011). *Ecología del Paisaje (Landscape Ecology)*. Publicaciones Universidad de Alicante, España. 688 págs.
- Farina, A. (2011). Landscape ecology and the General Theory of Resources: comparing two paradigms. *Journal of Landscape Ecology*, 4(1), 18-29.
- Farina, A., & Belgrano, A. (2006). The eco-field hypothesis: toward a cognitive landscape. *Landscape Ecology*, 21(1), 5-17.
- Farina, Andrea Belgrano 2004. "The eco-field: A new paradigm for landscape ecology". *Ecological Research* vol.19 (pages: 107-110).
- Feng, Yan Liu, X. Tong, M. Liu, Susu Deng 2011. "Modeling dynamic urban growth using cellular automata and practical swarm optimization rules". *Landscape and urban planning*, vol.102 Pages. 188-196.
- Fernández Cancio , R.M. Navarro Cerrillo , R. Sánchez-Salguero, R. Fernández Fernández , E. Manrique Menéndez 2011. "Viabilidad fitoclimática de las repoblaciones de pino silvestre (*Pinus sylvestris* L.) En la Sierra de los Filabres (Almería)". *Ecosistemas*, vol.20 (1) págs.: 124-144. Enero 2011.
- Fernandez García 2003. "Índices sobre evolución de poblaciones de especies de fauna y flora para el indicador de biodiversidad y paisaje de la Comunidad Autónoma del País Vasco." Dirección de biodiversidad del departamento de ordenación del territorio y medio ambiente del gobierno vasco.
- Flos 2005. "El concepto de información en la ecología margalefiana". *Ecosistemas*. 2005/vol.1.
- Forman, R. T. T. 1995. Some general principles of landscape and regional ecology. *Landscape Ecology* **10**:133-142.
- Forman, R. T. T. 1998. Road ecology: A solution for the giant embracing us. *Landscape Ecology* **13**:III-V.
- Forman, R. T., & Godron, M. (1986). *Landscape ecology*, 1986. EUA: Jhon Wiley and Sons, 619.

- Forman, Sharon K. Collinge 1997. "Nature conserved in changing landscapes with and without spatial planning". Harrard Unirersity, Grtulate School of Design. Cambridge. MA 02138, USA.
- Franklin A., Noon B., AND Luke G. 2002. "What is habitat fragmentation?". Studies in Avian Biology No. 25:20-29, 2002.
- Fusco G., Scarella F. 2008. L'évolution de l'habitat dans les Alpes-Maritimes et dans l'Est Var (The Habitat evolution in the Maritimes-Alps and the est of the Var department). UMR ESPACE, équipe de Nice dans le cadre du PREDAT des Alpes-Maritimes.
- Gandía- J. Meliá 1993. "La teledetección en el seguimiento de los fenómenos naturales. Climatología y Desertificación". Universitat de Valencia, Departament de Termodinamica, España. 308 págs.
- Garbolino, P. De Ruffray, H. Brisse, G. Grandjouan 2007. 'Relations entre plantes et climats en France : étalonnage de 1879 bio-indicateurs'. C.R. Biologies 330 (2007).
- Garbolino, P. De Ruffray, H. Brisse, G. Grandjouan 2008. 'Les phytoclimats de France : clasification de 1874 bio-indicateurs du climat'. C.R. Biologies 331 (2008).
- Garcia M.J. 2012. "Dinamica de sistemas". Autor y editor: Juan Martín García. Tercera edición ampliada y revisada: 2012 Impreso en Barcelona (España).
- Gil Pointius Jr, Laura C. Schneider 2001. "Land-cover change model validation by an ROC method for the Ipswich watershed, Massachusetts". Agriculture Ecosystems and Environment, vol. 85.
- Gleason 1926. "The Individualist Concept of the Plant Association". Bulletin of the Torrey Botanical Club, Vol. 53, No.1, pages (7-26).
- Gomez-Delgado, Rodriguez Espinoza 2012. "Análisis de la dinámica urbana y simulación de escenarios de desarrollo futuro con tecnologías de la información geográfica". Editorial Ra-MA., Madrid, España. 350 págs.
- Grimfeld A., Jouzel J., Le Grand J. F., Notat N., 2010. "Rapport d'évaluation du Grenelle de l'Environnement". Ernst & Young et Associés 41, rue Ybry – 92576 Neuilly-sur-Seine cedex. www.ey.com/fr/sustainability.
- Gurrutxaga San Vicente y P. J. Lozano Valencia 2008. "Criterios para contemplar la conectividad del paisaje en la planificación territorial y sectorial". Investigaciones Geográficas, nº 44 (2007) pp. 75-88.
- Gurrutxaga San Vicente y P. J. Lozano Valencia 2008. "Evidencias sobre la eficacia de los corredores ecológicos: ¿Solucionan la problemática de fragmentación de hábitats?". Observatorio Medioambiental 2008, vol. 11, págs. 171-183

- Gutiérrez Angonese, Jorgelina; Gómez Delgado y Bosque Sendra 2010. “Simulación de crecimiento urbano mediante evaluación multicriterio y sig en el gran san miguel de tucuman (ARGENTINA)”. Secretariado de Publicaciones de la Universidad de Sevilla. Sevilla. Pp. 873-888. ISBN: 978-84- 472-1294-1.
- Gutiérrez, D. 2002. “Meta poblaciones: un pilar básico en biología de conservación”. Ecosistemas 2002/vol. 3.
- Holling, C.S. 1973. “Resilience and stability of ecological systems.” Annual Review of Ecology and Systematics 4: 1-23.
- Hurlbert Stuart H. 1971. “The nonconcept of species diversity: A critique and alternative parameters”. Ecology, Vol. 52, No. 4. (Jul., 1971), pp. 577-586.
- Hurley, Richard T.T. Forman 2011. “Stormwater ponds and biofilters for large urban sites: Modeled arrangements that achieve the phosphorus reduction target for Boston’s Charles River, USA”. Ecological Engineering, vol.37 (2011) pages. 850–863.
- Ibáñez martí J.J. y García-álvarez A. 2002. “Diversidad: biodiversidad edáfica y geodiversidad”. EDAFOLOGIA, Vol. 9 (3), pp. 329-385, 2002.
- Intergovernmental Panel on Climate Change (IPCC), 2013.- Climate Change 2013: The Physical Science Basis. IPCC WGI AR5. Cambridge University Press.- 1535p.
- Intergovernmental Panel on Climate Change (IPCC), 2014a.- Impacts, Adaptation, and Vulnerability. Summary for policymakers. IPCC WGII AR5.- 44p.
- Intergovernmental Panel on Climate Change (IPCC), 2014b.- Impacts, Adaptation, and Vulnerability. Technical summary. IPCC WGII AR5.- 76p.
- Iverson (L.R.), Prasad (A.) and Schwartz (M.W.), 1999.- Modeling potential future individual tree-species distributions in the eastern United States under a climate change scenario : a case study with *Pinus virginiana*, Ecological Modelling, vol. 115 : 77-93.
- Jennifer Amsallem, Michel Deshayes et Marie Bonneville, Analyse comparative de méthodes d’élaboration de trames vertes et bleues nationales et régionales,[en ligne], *Revue SET*, 2010, no. 03, p. 40-45. Disponible sur : <URL :<http://www.set-revue.fr/analyse-comparative-de-methodes-d-elaboration-de-trames-vertes-et-bleues-nationales-et-regionales>>
- Joly, Claire Morand, Aurélie Cohas 2003. “Habitat fragmentation and amphibian conservation: building a tool for assessing landscape matrix connectivity”. ScienceDirect
- Jongman R., Pungetti G. 2004. “ Ecological Networks and Greenways : concept, design, implementation”.Cambridge university press 2004.
- Jordan 2000. “A reliability -theory approach to corridor design”. Ecological Modelling, vol. 128 Pages. 211-220.

- Kindlmann , S. Aviron, F. Burel and A. Ouin 2004. "Can the assumption of a non-random search improve our prediction of butterfly fluxes between resource patches?". *Ecological Entomology*, vol. 29, pages. 447–456.
- Kolbert, E. 2014. *The Sixth Extinction: An Unnatural History*. Henry Holt and Company.
- Langlois, P. 2010. "Simulation des systèmes complexes en géographie: fondements théoriques et applications". Lavoisier, 2010. Paris, France.
- Le Guyader H. 2008. "la biodiversité : un concept flou ou une réalité scientifique?". *Courrier de l'environnement de l'INRA* n°55, février 2008.
- Le Treut H. 2013. *Les impacts du changement climatique en Aquitaine*. Presses Universitaires Bordeaux. ISBN 2867818745.
- Lebrecht y J.F. Valdez 2009. "Umbrales de percolacion de sitios. Pequenas celdas bidimensionales asimétricas". *REVISTA MEXICANA DE FISICA*, vol. 55 (4) págs. 307–311.
- Leveque C., Mounolou J.C. 2008. "Biodiversité : Dynamique biologique et conservation". Dunod; **Édition** : 2e édition, France.
- Lin Li, Yohei Sato, Haihong Zhu 2003. Simulating spatial urban expansion based on a physical process. *Landscape and Urban Planning*, 64 (2003) 67–76.
- Magurran, A.E., 1988. *Ecological Diversity and Its Measurement*. Croom Helm, London, 179 p.
- Margalef 1973. "Information theory, in ecology" Fisheries research board of Canada no. 2609.
- Margalef 2003. "Teoría de sistemas ecológicos". Universitat de Barcelona, España. 290 págs.
- Margalef, R. 1957. La teoría de la información en ecología. *Memorias de la Real Academia de Ciencias y Artes de Barcelona*, XXXII (13). Barcelona.
- Margalef, R. 1968. *Perspectives in ecological theory*. The university of Chicago Press, Ltd., London.
- Margalef, R. 1974. *Ecologia*. Ediciones Omega, Barcelona.
- Martin Nicolas, Carrega Pierre et Adnes Cyriel, 2014, "Downscaling à fine résolution spatiale des températures actuelles et futures par modélisation statistique des sorties ALADIN-Climat sur les Alpes-Maritimes (France)", *Climatologie*, volume 10.

- Martin Nicolas, Carrega Pierre et Adnes Cyriel 2013, "Downscaling statistique des températures et des précipitations 2071-2100 du modèle ALADIN-Climat pour les scénarios A1B, A2 et B1 dans les Alpes-Maritimes", Actes du XXVIème colloque AIC, Cotonou septembre 2013, pp 372-377.
- Martínez Alandi, M. Múgica de la Guerra, C. Castell Puig, J. de Lucio Fernández 2009. "Conectividad ecológica y áreas protegidas. Herramientasycasosprácticos".EUROPARC-España.2009.Conectividad ecológica y áreas protegidas. Herramientas y casos prácticos. Ed. FUNGOBE Madrid. 86 páginas.
- Matteucci y M. Silva 2005. "Selección de métricas de configuración espacial para la regionalización de un territorio antropizado." *GeoFocus* (Artículos), nº 5, págs. 180-202.
- Mcdonald, Richard T.T. Forman, Peter Kareiva, Rachel Neugarten, Dan Salzer, Jon Fisher 2009. Urban effects, distance, and protected areas in an urbanizing world. *Landscape and Urban Planning*, vol. 93 pages. 63–75.
- Mcdonald, Peter Kareiva, Richard T.T. Forman 2008. The implications of current and future urbanization for global protected areas and biodiversity conservation. *Biological Conservation*, vol. 141 pages. 1695 –1703.
- Meadows, J. Randers, D. Meadows 2006. "Los límites del Crecimiento 30 años después". Galaxia Gutenberg, Barcelona España. 514 págs.
- Millán de la Peña, A. Butet, Y. Delettre, P. Morant, F. Burel 2003. "Landscape context and carabid beetles (Coleoptera: Carabidae) communities of hedgerows in western France". *Agriculture, Ecosystems and Environment* 94 (2003) pp. 59–72.
- Millennium Ecosystem Assessment (MEA), 2005.- Ecosystems and Human Well-being: Biodiversity Synthesis. World Resources Institute, Washington, DC.- 86p.
- Mills, L. S., Soulé, M. E., & Doak, D. F. (1993). The keystone-species concept in ecology and conservation. *BioScience*, 219-224.
- Mitsova Diana, Shuster William, Wang Xinhao 2011. A cellular automata model of land cover change to integrate urban growth with open space conservation. *Landscape and Urban Planning*, 99 (2011) 141–153.
- Múgica de la Guerra, J. de Lucio Fernández, C. Martínez Alandi, P. Sastre Olmos, J. Atauri-Mezquida y C. del Olmo, Hermelindo Castro Nogueira, F. Molina Vázquez y M. Rosario García Mora. 2002. "Integración territorial de espacios naturales protegidos y conectividad ecológica en paisajes mediterráneos".Dirección general de la RENP y Servicios Ambientales, Consejería del Medio ambiente Junta de Andalucía España. 121 págs.

- Myers, N., Mittermeier, R. A., Mittermeier, C. G., Da Fonseca, G. A., & Kent, J. (2000). "Biodiversity hotspots for conservation priorities". *Nature*, 403(6772), 853-858.
- Naveh, Z. (1994). From Biodiversity to Ecodiversity: A Landscape- Ecology Approach to Conservation and Restoration. *Restoration Ecology*, 2(3), 180-189.
- Naveh, Z. 1994. The role of fire in the Mediterranean land- scape of Israel. Pages 163-185 in J. M. Moreno and W. C. Oechel, editors. *The role of fire in the Mediterranean- type ecosystems*. Springer-Verlag, New York.
- Naveh, Z. 2000. What is holistic landscape ecology? A con- ceptual introduction. *Landscape and Urban Planning* **50**:7-26.
- Naveh, Z. 2001. Ten major premises for a holistic concep- tion of multifunctional landscapes. *Landscape and Ur- ban Planning* **57**:269-284.
- Naveh, Z. 2002. Multifunctional, self-organizing biosphere landscapes and the future of our Total Human Ecosystem. *World Futures* **In Press**.
- Naveh, Z., and A. Lieberman. 1994. *Landscape ecology - theory and application*, second edition. Springer-Verlag, New York.
- Naveh, Z., and R. H. Whittaker. 1979. Structural and floristic diversity of shrublands and woodlands on northern Israel and other Mediterranean areas. *Vegetatio* **41**:171-190.
- Naveh, Z., Lieberman, A., Sarmiento, F., Ghersa, C., León, R., & Universidad de Buenos Aires, Buenos Aires (Argentina). Facultad de Agronomía. (2002). *Ecología de Paisajes: Teoría y Aplicación. Buenos Aires (Argentina): Editorial Universitaria de Buenos Aires, EUDEBA.*
- Naveh. 2000. "What is holistic landscape ecology?" *Landscape and urban Planning*, vol. 50 (2000) pages 7-26
- Normander, B., G. Levin, A.-P. Auvinen, H. Bratli, O. Stabbetorp, M. Hedblom, A. Glimskär, and G. A. Gudmundsson. 2012. Indicator framework for measuring quantity and quality of biodiversity— exemplified in the Nordic countries. *Ecological Indicators* 13:104– 116.
- Noss, R. F. 1983. A regional landscape approach to maintain diversity. *BioScience* 33:700-706.
- Noss, R.F. (1987) From plant communities to landscapes in conservation inventories: a look at the Nature Conservancy (USA). *Biological Conservation*, 41, 11-37.
- Núñez I., Gonzalez E., Barahona A. 2003. "La biodiversidad: historia y contexto de un concepto". *Intenciencia*, julio, vol. 28. No. 007, Caracas Venezuela.
- Ñique, M. 2010. "Biodiversidad: Clasificación y Cuantificación. Universidad Nacional Agraria de la Selva". Tingo María, Perú.

- O'Neill, R. V., B. T. Milne, M. G. Turner, and R. H. Gardner. 1988. Resource utilization scales and landscape pattern. *Landscape Ecology* 2:63-69.
- O'Neill RV, Gardner RH, Turner MG (1992). "A hierarchical neutral model for landscape analysis". *Landscape Ecology* 7:55-61
- O'Neill, R. V., J. R. Krummel, R. H. Gardner, G. Sugihara, B. Jackson, D. L. DeAngelis, B. T. Milne, M. G. Turner, B. Zygmunt, S. W. Christensen, V. H. Dale, and R. L. Graham. 1988. Indices of landscape pattern. *Landscape Ecology* 1:153-162.
- Orozco 2008. "La Matemática en la Bioinformática y los Autómatas Celulares". Departamento de Posgrado, ESCOM Departamento de Computación, CINVESTAV.
- Ospina Montealegre, Gustavo Cardona 2003. "Análisis del paisaje y su influencia sobre las características florísticas de los bosques dominados por *Guadua angustifolia* en el eje cafetero Colombiano". Facultad de Ciencias Agropecuarias Vol. 3 No1. (2003) Colombia.
- Pearson 2002. "Manuel d'évaluation de la biodiversité". ©OECD, Paris, France 2002.
- Perelman; William B. Batista y Rolando J.C. León. "El estudio de la heterogeneidad de la vegetación. Fitosociología y técnicas relacionadas". IFEVA. Facultad de Agronomía. Universidad de Buenos Aires. CONICET perelman@ifeva.edu.ar.
- Petit, Franciose Burel 1997. "Connectivity in fragmented populations: Abax parallelepipedus in hedgerow network landscape". Academie des sciences/Elsevier Paris (Ecology).
- Phillips M ; Pugh D. 2010. "La tesis doctoral: Como escribirla y defenderla". Bresca editorial, Barcelona, España. 219 págs.
- Piñol y J. Martínez -Vilalta 2006. "Ecología con números: Una aproximación a la ecología con problemas y ejercicios de simulación". Lynx edicions, Barcelona España. 440 págs.
- Piron 2007. « Modélisation et simulation de systèmes complexes ». Séminaire du Groupe de Recherches en Analyse de l'Information Territoriale.
- Pointius G.Jr and Laura C. Schneider 2001. Land-cover change model validation by an ROC method for the Ipswich watershed, Massachusetts. *Agriculture Ecosystems and Environment*, vol. 85.
- Pontius Robert G.JR 2000. Quantification Error versus Localtion Error in Comarison of Categorical Maps. *Photogrammetric Enginerring & Remote sensing*, vol. 66 No.8, pp. 1011-1016.

- Pontius Robert G.JR and MILLONES M. 2011. "Death to Kappa: birth of quantity disagreement and allocation disagreement for accuracy assessment". *International Journal of Remote Sensing* Vol. 32, No. 15, 10 August 2011, 4407–4429.
- Priego -Santander, Jose Luis Palacio-Prieto, Patricia Moreno-Casasola, Jorge Lopez-Portillo, Daniel Geissert Kientz 2004. "Heterogeneidad del paisaje y su riqueza de flora: su relacion en el Archipielago de Cmaguey, Cuba". *INTERCIENCIA* Vol.29.
- Priego-Santander,E-Isunza-Vera, N. Luna-González y J. L. Pérez-Damián 2003. "Método para realizar mapa de diseccion vertical." Instituto Nacional de Ecología, SEMARNAT.<http://mapas.ine.gob.mx/website/metadato/cuencas/diseccion.html>.
- Primack, R.B., F. Sarrazin, and J. Lecompte 2012. "Biologie de la Conservation". Dunod. Paris.
- Puliafito 2004. "La evolución urbana desde el punto de vista de un modelo espacio temporal: caso gran Mendoza". *Mecánica Computacional* Vol. XXIII G.Buscaglia, E.Dari, O.Zamonsky (Eds.) Bariloche, Argentina, November 2004.
- Recio, J.E. Pardo Pascual, L.A. Ruiz Fdez., A.Fdez. Sarria y P.Córcoles Tamarit. "Detección y cartografiado de los procesos de expansión urbana mediante técnicas combinadas de teledetección y S.I.G". Dept. Ingeniería Cartográfica, Geodesia y Fotogrametría Universidad Politécnica de Valencia jrecio@cgf.upv.es.
- Reygrobelle B., 2007. La nature dans la ville : Biodiversité et urbanisme. Chapitre tiré du Rapport du Conseil Economique et Social, Edition du Journal Officiel.
- Rodríguez Álvarez, W. Plata Rocha, M. J. Salado García, M. Gómez Delgado, J. Bosque Sendra 2009. "HERRAMIENTA PARA LA ASIGNACIÓN ÓPTIMA DE USOS DEL SUELO". Departamento de Geografía de la Universidad de Alcalá Calle Colegios, 2, 28801 Alcalá de Henares, Madrid, España Web: <http://www.geogra.uah.es>.
- Rosenzweig, M.L., 1995. Species diversity in space and time. Cambridge Univ. Press, Cambridge, 436 pp.
- Sanseverino-Godfrin, V., Bruni, E., Hinojos-Mendoza, G., & Garbolino, E. (2013). Problématique de la mise en application des trames vertes. *Droit de l'environnement*, 1000(210).
- Sanseverino-Godfrin, V., Bruni, E., Hinojos-Mendoza, G., & Garbolino, E. (2013). Mise en application de la Trame verte à l'échelon local: problématique de sa transcription dans les documents d'urbanisme. Un exemple dans les Alpes-Maritimes. In *Colloque Dynamiques environnementales, politiques publiques et pratiques locales: quelles interactions?*.
- Sante, A. M. García, D. Miranda, R. Crecente 2010. Cellular automata models for the simulation of real-world urban processes: A review and analysis. *Landscape and urban planing*, vol. 96 (2010) Pages. 108-122.

- Secrétariat de la Convention sur la diversité biologique (2010) 3ème édition des Perspectives mondiales de la diversité biologique. Montréal, 94 pages.
- Solbrig, O.T. 1994. Plant traits and adaptive strategies: their role in ecosystem function. Pp. 97-116, in: Schulze, E. D. y H. A. Mooney (eds): Biodiversity and Ecosystem Function. Springer-Verlag, Berlin.
- Steel, J. H. 1991. Marine functional diversity: ocean and land ecosystems may have different time scales for their responses to change. *Bioscience*, **41**: 470- 474.
- Stuart H. Hurlbert 1971. "The Nonconcept of Species Diversity: A Critique and Alternative Parameters". *Ecology*, Vol. 52, No. 4. (Jul., 1971), pp. 577-586.
- Teyssèdre A. 2007. "Quelle est l'ampleur de la crise actuelle de biodiversité ?". In. Quelle nature voulons-nous ?". in Observatoires et conservation de la biodiversité, Département d'Ecologie et de Gestion de la Biodiversité, MNHN. France.
- Teyssèdre A., Couvet D., 2010. " Écologie et biodiversité: Des population aux socioécosystèmes". Editions Belin, 2010. France.
- Thompson (R.S.), Anderson (K.H.) and Bartlein (P.J.), 1999.- USGS Climate-Vegetation Atlas of North America. Online version, 14 December 1999, <http://greenwood.cr.usgs.gov/pub/ppapers/pl650-a/>.
- Thuiller (W.), 2003.- BIOMOD – optimizing predictions of species distributions and projecting potential future shifts under global change, *Global Change Biology*, vol. 9 : 1353-1362.
- Thuiller (W.), Lavorel (S.), Sykes (M.T.) and Araújo (M.B.), 2006.- Using niche-based modelling to assess the impact of climate change on tree functional diversity in Europe, *Diversity and Distribution*, vol. 12 : 49-60.
- Tilman, David. "The ecological consequences of changes in biodiversity: a search for general principles 101." *Ecology* 80.5 (1999): 1455-1474.
- UICN France & MNHN (2009). La Liste rouge des espèces menacées en France - Contexte, enjeux et démarche d'élaboration. Paris, France
- Valladares 2006. "Diez mil años de interacción clima-agricultura en el Mediterráneo. Inferencias basadas en el análisis de restos arqueobotánicos agrícolas y forestales". *Ecosistemas*, vol.15 (1): págs. 127-135. Enero 2006.
- Veldkamp and Lambin, (2001). Predicting land-use change. *Agriculture, Ecosystems and Environment* 85 (2001) 1–6
- Vennetier Michel et Ripert Christian - 2010. Flore méditerranéenne et changement climatique: la course-poursuite est engagée. 7 Forêt Méditerranéenne, t. XXXI, n° 1, p. 15-24

- Vila Subirós, Diego Varga Linde, Albert Llausàs Pascual, Anna Ribas Palom 2006. "Conceptos y métodos fundamentales en ecología del paisaje (landscape ecology). Una interpretación desde la geografía". Doc. Anàl. Geogr. 48, 2006 151-166 Universitat de Girona. Unitat de Geografia i Institut de Medi Ambient.
- Virginie Maris, 2006. "La protection de la biodiversité : entre science, éthique et politique". Université de Montréal Faculté des études supérieures.
- Vitousek, P. M. & Hooper, D. U. 1993. Biological diversity and terrestrial ecosystem biogeochemistry. In: *Biodiversity and Ecosystem Function* E. D. SCHULZE & H. A. MOONEY, Eds., págs. 3-14. Springer-Verlag, New York.
- Walker 2005. "Margalef y la sucesión ecológica". Ecosistemas, vol. 14 (1): págs. 66-78. Enero 2005.
- Walker, R. S., A. J. Novaro, and L. C. Branch. 2003. Effects of patch attributes, barriers, and distance between patches on the distribution of a rock-dwelling rodent (*Lagidium viscacia*). *Landscape Ecology* **18**:187-194.
- Walker, S., Price, R., & Theo Stephens, R. T. (2008). An index of risk as a measure of biodiversity conservation achieved through land reform. *Conservation Biology*, 22(1), 48-59.
- Weiner J. 1995. " Biodiversity and human health". Tree vol 10. October 1995. Elsevier Science Ltd.
- Whittaker, R. H. 1962. Classification of natural communities. *Bot. Rev.* 28:1-239.
- Whittaker, R.H. (Ed.), 1977. *Ordination and Classification of Plant Communities*. Junk, The Hague, 800 pp.
- Whittaker, R.H. 1960. Vegetation in the Siskiyou mountains, Oregon and California. *Ecol. Monogr.*, 30: 279-338.
- Whittaker, R.H. 1972. Evolution and measurement of species diversity. *Taxon* **21**: 213-251.
- Whittaker, RH; SA levin & RB root. 1973. "Niche, habitat and ecotope". *Am. Nat.*, 107:321-338.
- Wiens. J. and Bruce and Milne. B. 1989. "Scaling of 'landscapes' in landscape ecology, or, landscape ecology from a beetle's perspective". *Landscape Ecology* vol. 3 no. 2 pp 87-96 (1389) SPB Academic Publishing bv, The Hague
- Williams and Kapustka (2000). Ecosystem vulnerability: a complex interface with technical components. *Environmental Toxicology and Chemistry* 19, 1055-8.
- Wilson. E.O. 1988. " Biodiversity". National Academy Press. Washington, D.C. 1988.
- With, K. A. 1997. "The application of neutral landscape models in conservation biology". *Conservation Biology* 11: 1069-1080.

- With, K. A., and T. O. Crist. 1995. "Critical thresholds in species' responses to landscape structure" *Ecology* 76: 2446-2459.
- Xie, Y. and Batty, M. (2003). "Integrated Urban Evolutionary Modeling, Centre for Advanced Spatial Analysis" (University College London): Working Paper 68, London, England.
- Yachi, S. & Loreau, M. 1999. "Biodiversity and ecosystem productivity in a fluctuating environment: the insurance hypothesis". *Proceedings of the National Academy of Sciences, USA*, **96** (4): 1463-1468.
- Zavala, R. Diaz -Sierra, D. Purves, G.E. Zea, I.R. Urbiet 2006. "Modelos espacialmente explícitos". *Revista científica ECOSISTEMAS*, vol.15 (3) págs.: 88-89.
- Zonneveld, I. S. 1989. The land unit - A fundamental concept in landscape ecology, and its applications. *Landscape Ecology* 3:67-86.

Résumé

Ce travail qui est présenté a pour objectif de comprendre comment la synergie entre la transformation du territoire et le changement climatique pourra affecter la biodiversité des Alpes-Maritimes. Cette thèse est composée de quatre chapitres. Dans le premier chapitre sont présentées les notions, les bases théoriques et conceptuelles ainsi que la problématique générale de recherche.

Le deuxième chapitre est consacré à l'étude des processus d'artificialisation et de transformation territoriale. Dans cette partie sont évalués le processus de dispersion ainsi que les facteurs qui interviennent dans les phénomènes d'artificialisation du territoire et les tendances futures de changement sur les Alpes-Maritimes. Les règles de transition spatiale ont été extraites à partir de l'étude de la transformation territoriale des 40 dernières années afin de comprendre les trajectoires de changement, mais aussi afin d'avoir une base de connaissances solide permettant de faire la simulation par automate cellulaire. A partir de ces connaissances et de l'interprétation des règles de transition sont élaborés les scénarios de transformation future du paysage aux horizons 2050 et 2100. Les résultats montrent la possible expansion de l'artificialisation selon le comportement et les tendances historiques observés sur le territoire. Les résultats de ce chapitre montrent que la surface artificielle pourrait doubler pour 2050, et tripler pour 2100 par rapport à la surface actuelle.

Le troisième chapitre est constitué de deux parties. La première partie est dédiée à la définition de la diversité écosystémique à partir des unités du paysage. Pour cette définition ont été considérés les différents facteurs écologiques qui ont une influence sur la répartition des écosystèmes tels que la géomorphologie, le sol, le climat et la végétation. Avec les informations obtenues dans la partie précédente, est étudié l'impact potentiel de la transformation territoriale sur la biodiversité. La deuxième partie de ce chapitre consiste en la réalisation d'un étalonnage bioclimatique des unités du paysage, afin de comprendre les limites écologiques de tolérance des expressions écosystémique aux conditions climatiques et géomorphologiques.

Au total sont définies 236 unités du paysage sur lesquelles sont estimés les impacts synergiques de la transformation territoriale et du changement climatique afin d'établir les risques de perte de biodiversité vers la fin du siècle. Les résultats montrent que 68 unités du paysage (soit presque 30% de la diversité des Alpes-Maritimes) seront affectées par ces deux phénomènes d'ici la fin du XXIème siècle et 5 d'entre elles devraient être vouées à disparaître, que ce soit en raison du changement climatique ou de la dynamique de l'artificialisation du sol.

Le dernier chapitre propose une méthode permettant l'intégration des impacts du changement climatique et des impacts de la transformation territoriale dans les processus de conception et définition de politiques de conservation. De plus, ce chapitre propose la possibilité d'intégrer les deux phénomènes dans la conception de réseaux écologiques de conservation, et de façon spécifique dans la conception de la Trame verte et bleue.

Abstract

The work that is presented aims at understanding how the land transformation and climatic change synergy could affect the Alpes-Maritimes biodiversity. This thesis is made of four chapters. In the first chapter, the purpose is to provide the conceptual basis and the framework that support the scientific foundations of this thesis and the main conceptual definitions of the studied problematic.

In the second chapter, the purpose is to study the artificialization process in the French Riviera area, its probable potential dispersion, the conditions and the factors involved in the phenomenon in order to give an intuitively understanding of the landscape transformation and their principal trend. The landscape transformation of the last 40 years has been studied with the aim of identifying the spatial transition rules that have been introduced in the cellular automata model. We present a synthesis of landscape transformation in the French Riviera up to 2050 and 2100. The resulting scenarios provide information about future urban expansion according to historic behavior and the evolutionary patterns. The results of this part show that urban surfaces could double by 2050 and triplicated by 2100 compared with 2011.

In the third chapter we defined the ecosystem diversity by the landscape units. The landscape units are composed by the different ecological factors that have had an influence on ecosystems repartition like geomorphology, soil, climate, and vegetation. Then, we studied how landscape transformation could affect the biodiversity in the future by the spatial superposition of the first and second chapter results. Next, we realized a bioclimatic calibration for the landscape units with the aim of understanding the limits of ecological tolerance to the climatic conditions and the different ecological conditions like geomorphology, soil, and aspect. The bioclimatic calibration of the landscape units has allowed the definition of climatic change impact on ecosystem biodiversity for 2050 and 2100.

The synergy between climatic change impact and landscape transformation shows that almost 30% (68 ecosystem expressions) of Alpes-Maritimes biodiversity could be affected at the end of the XXIst century, and at least five ecosystems expressions could disappear for 2100 due to both forces or some of these driving forces.

In the fourth chapter we propose a method that allows the integration of climatic change impacts and landscape transformation on conservation process and politic assessment. Moreover, this chapter propose the possibility to integrate both phenomena into the ecological networks approach, especially into “Trame verte et bleue” in France.